



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AMBIENTAL

GESSICA MENEZES DE OLIVEIRA

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DOS DAFAs DA ESTAÇÃO DE
TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS ERQ-SUL, EM ARACAJU-SE**

São Cristóvão - SE

2019

GESSICA MENEZES DE OLIVEIRA

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DOS DAFAs DA ESTAÇÃO DE
TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS ERQ-SUL, EM ARACAJU-SE**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Departamento de Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Sergipe, como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental e Sanitária.

Orientador: Prof. Dr. Joel Alonso Palomino
Romero

São Cristóvão - SE

2019

GESSICA MENEZES DE OLIVEIRA

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DOS DAFAs DA ESTAÇÃO DE
TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS ERQ-SUL, EM ARACAJU-SE**

Trabalho de Conclusão de Curso (TCC) submetido e aprovado pela banca examinadora e pelo Departamento de Engenharia Ambiental (DEAM) da Universidade Federal de Sergipe (UFS) em 20 de agosto de 2019, como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental e Sanitária.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Joel Alonso Palomino Romero - Orientador
Universidade Federal de Sergipe - DEAM/CCET

Prof.^a M.^a Carina Siqueira de Souza - Coorientadora
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Sergipe - CSA/IFS

Prof. Dr. Bruno Santos Souza
Universidade Federal de Sergipe - DEAM/CCET

RESUMO

O crescimento acelerado da população traz consigo um aumento na geração de esgotos domésticos e conseqüentemente o aumento de gastos com o seu tratamento, fazendo com que muitas vezes esses efluentes não sejam tratados adequadamente. No Brasil, a deficiência do índice de cobertura dos serviços de esgotamento sanitário tem gerado uma parcela significativa de esgotos lançados nos corpos hídricos sem o devido tratamento, ocasionando o comprometimento da qualidade das águas e seus respectivos usos, além de provocar prejuízos ao meio ambiente e a saúde pública. Dessa forma, a alta demanda por processos de tratamento com baixo custo vem tomando espaço e com isso, os sistemas de digestão anaeróbia vem ganhando destaque, especialmente os digestores anaeróbios de fluxo ascendente - DAFAs, que se apresentam altamente eficientes no tratamento de efluentes com alto conteúdo de matéria orgânica. Neste contexto, o estudo teve como objetivo principal avaliar o desempenho dos DAFAs da estação de tratamento de esgotos sanitários ERQ-Sul, situada na cidade de Aracaju, no estado de Sergipe. Amostras de esgoto bruto (afluente) coletadas após a etapa de gradeamento e amostras de esgoto tratado (efluente) coletadas na entrada do tanque de aeração foram submetidas a análises de variáveis físico-químicas e por meio destas foi possível avaliar a eficiência de tratamento dos digestores através de sua capacidade de remoção de material orgânico (DQO e DBO_5) e sólidos (sedimentáveis e suspensos totais), bem como avaliar a estabilidade operacional dos mesmos (pH, temperatura e alcalinidade). Os resultados obtidos para as reduções da demanda bioquímica de oxigênio, demanda química de oxigênio, sólidos sedimentáveis e sólidos suspensos totais foram respectivamente 59%, 56%, 79% e 51%, os quais alcançaram valores próximos às eficiências médias de remoção propostas na literatura para essa unidade de tratamento e no projeto da ETE, quando citado. Em relação à estabilidade operacional, as médias da temperatura e da alcalinidade no afluente foram 29,16 °C e 299,84 mg/L e no efluente 28,49 °C e 384,06 mg/L, já o pH do efluente situou-se entre 7,15 e 7,48, indicando que o processo desenvolveu-se dentro da normalidade quanto a essas variáveis.

Palavras-chave: esgoto, tratamento anaeróbio, DAFAs, eficiência de remoção.

ABSTRACT

The rapid growth of the population brings with it an increase in sewage generation and consequently an increase in expenses with its treatment, often causing these effluents not to be treated properly. In Brazil, the deficiency of the coverage rate of sewage services has generated a significant portion of sewage discharged into the water bodies without proper treatment, causing the compromise of water quality and its respective uses, as well as causing damage to the environment and the environment public health. Thus, the high demand for low cost treatment processes has been taking place and with this, anaerobic digestion systems have been gaining prominence, especially the Upflow Anaerobic Sludge Blanket - UASB, which are highly efficient in the treatment of high effluent. Organic matter content. In this context, the main objective of the study was to evaluate the performance of UASB of the ERQ-Sul sewage treatment plant, located in the city of Aracaju, Sergipe state. Raw (affluent) sewage samples collected after the grating stage and treated (sewage) effluent samples collected at the aeration tank inlet were subjected to analysis of physicochemical variables and through these it was possible to evaluate the treatment efficiency of digesters through their ability to remove organic material (COD and BOD₅) and solids (sedimentable and total suspended), as well as to evaluate their operational stability (pH, temperature and alkalinity). The results obtained for the removal of biochemical oxygen demand, chemical oxygen demand, sedimentable solids and total suspended solids were respectively 59%, 56%, 79% and 51%, which reached values close to the average removal efficiencies proposed in the literature for this treatment system and in the sewage treatment plant design, when quoted. Regarding operational stability, the average temperature and alkalinity in the effluent were 29.16 ° C and 299.84 mg / L and in the effluent 28.49 ° C and 384.06 mg / L, while the effluent pH was between 7.15 and 7.48, indicating that the process developed within the normal range for these variables.

Keywords: sewage, anaerobic treatment, UASB, removal efficiency.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Esquema do Processo de um reator UASB.....	25
Figura 2 - Sequência esquemática da digestão anaeróbia do substrato.	30
Figura 3 - Imagem de satélite do conjunto de DAFAs instalados na ERQ-Sul.	37
Figura 4 - Recorte da planta de localização da ERQ-Sul, contendo as unidades de tratamento preliminar, DAFAs e os pontos de coleta.	42
Figura 5 - Gradeamento mecanizado e ponto de coleta 1.....	43
Figura 6 - Entrada do efluente nos tanques de aeração e ponto de coleta 2.	44
Figura 7 - Variação dos valores da DBO ₅ do esgoto afluente e efluente dos DAFAs ao longo do monitoramento e suas respectivas eficiências de remoção.....	50
Figura 8 - Variação dos valores da DQO do esgoto afluente e efluente dos DAFAs ao longo do monitoramento e suas respectivas eficiências de remoção.....	51
Figura 9 - Variação dos valores de SS do esgoto afluente e efluente dos DAFAs ao longo do monitoramento e suas respectivas eficiências de remoção.....	54
Figura 10 - Variação dos valores de SST do esgoto afluente e efluente dos DAFAs ao longo do monitoramento e suas respectivas eficiências de remoção.....	55
Figura 11 - Variação dos valores da temperatura do esgoto afluente e efluente dos DAFAs ao longo do monitoramento.....	57
Figura 12 - Variação dos valores do pH do esgoto afluente e efluente dos DAFAs ao longo do monitoramento.....	58
Figura 13 - Variação dos valores da alcalinidade total do esgoto afluente e efluente dos DAFAs ao longo do monitoramento.....	59

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Características físico-químicas típicas do esgoto doméstico bruto.	15
Tabela 2 - Índices de cobertura de esgotos no Brasil e por região geográfica em 2017.	16
Tabela 3 - Eficiência esperada na remoção de DBO, SS, nutrientes e bactérias de acordo com o tipo de tratamento.	17
Tabela 4 - Faixas de remoção de DBO e número de unidades dos principais processos de tratamento de esgotos sanitários no Brasil.	22
Tabela 5 - Concentrações médias do efluente e eficiências de remoção típicas dos principais poluentes de interesse no tratamento de esgotos domésticos realizado em reator UASB.	24
Tabela 6 - Principais unidades de operação.	38
Tabela 7 - Previsão de desempenho da ETE.	38
Tabela 8 - Dimensões e Características dos DAFAs da ERQ-Sul.	39
Tabela 9 - Parâmetros recomendáveis em literatura e adotados no dimensionamento dos DAFAs.	40
Tabela 10 - Relação DBO_5/DQO para o esgoto bruto.	53
Tabela 11 - Dados históricos obtidos no monitoramento dos DAFAs.	66

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Afl	Afluente
ANA	Agência Nacional de Águas
CB	Carga Biológica
CHV	Carga Hidráulica Volumétrica
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COV	Carga Orgânica Volumétrica
DAFA	Digestor Anaeróbio de Fluxo Ascendente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
E	Eficiência
Efl	Efluente
ERQ-Sul	Estação de Regulação de Qualidade - Sul
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
F ^o F ^o	Ferro Fundido
H	Altura do reator
M	Massa de microrganismos presentes no reator
NA	Nível d'Água
pH	Potencial Hidrogeniônico
Q	Vazão
RAFA	Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente
S	Concentração de substrato afluente
SS	Sólidos Sedimentáveis
SST	Sólidos Suspensos Totais
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactors</i>
v	Velocidade ascensional do fluxo
V	Volume

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	11
2	OBJETIVOS	13
2.1	Geral.....	13
2.2	Específicos	13
3	REVISÃO DA LITERATURA	14
3.1	Caracterização do Efluente Doméstico	14
3.2	Tratamento do Efluente Doméstico	16
3.2.1	Tratamento anaeróbio	19
3.2.2	Tecnologias de tratamento anaeróbio	20
3.3	Digestores Anaeróbios de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo	23
3.3.1	Características básicas	24
3.3.2	Critérios e parâmetros básicos de projeto	26
3.4	Fundamentos da Digestão Anaeróbia	29
3.4.1	Hidrólise	31
3.4.2	Acidogênese.....	31
3.4.3	Acetogênese.....	32
3.4.4	Metanogêse.....	32
3.4.5	Sulfetogênese.....	33
3.5	Fatores Ambientais que Afetam a Digestão Anaeróbia.....	34
3.5.1	Temperatura.....	34
3.5.2	pH, Alcalinidade e Ácidos Voláteis	34
3.5.3	Nutrientes	35
3.5.4	Agentes Tóxicos	35
4	MATERIAIS E MÉTODOS.....	37
4.1	Unidade de Estudo	37
4.2	Pontos de Amostragem	42
4.3	Técnicas de Amostragem.....	44
4.4	Metodologias de Análises	45
4.4.1	Demanda Química de Oxigênio	46

4.4.2	Demanda Bioquímica de Oxigênio.....	46
4.4.3	Sólidos Sedimentáveis.....	47
4.4.4	Sólidos Suspensos Totais	47
4.4.5	Temperatura e pH	48
4.4.6	Alcalinidade.....	48
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	49
5.1	Demanda Bioquímica de Oxigênio.....	49
5.2	Demanda Química de Oxigênio.....	51
5.3	Sólidos Sedimentáveis	53
5.4	Sólidos Suspensos Totais.....	55
5.5	Temperatura	56
5.6	pH.....	57
5.7	Alcalinidade	58
6	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	60
	REFERÊNCIAS	62
	APÊNDICE - A	66
	APÊNDICE - B	67

1 INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural imprescindível à vida e às atividades humanas. Com o crescente desenvolvimento industrial, avanço tecnológico e desenvolvimento populacional, são exigidas demandas cada vez maiores por água, resultando no aumento do consumo, e, consequentemente, em maiores quantidades de esgotos gerados (VON SPERLING, 1996).

De acordo com Metcalf e Eddy (2016), esgoto ou efluente é definido como a água residuária de uma comunidade após ter sido utilizada, proveniente de diversas atividades, sendo considerada também como a combinação de diferentes resíduos líquidos ou sólidos diluídos em água e resultantes de indústrias, residências, comércios, regimes pluviais e demais atividades.

No Brasil, a situação do atendimento da população com serviços de esgotamento sanitário não é satisfatória. Segundo os dados disponibilizados no Atlas Esgoto (2017), publicado pela Agência Nacional de Águas - ANA, no país apenas cerca de 43% da população é atendida por sistema coletivo (rede coletora e ETEs), 18% tem o esgoto coletado, mas não é tratado, 12% é atendida por solução individual (fossa séptica) e 27% é desprovida de qualquer tipo de atendimento.

O déficit de atendimento dos serviços de esgotamento sanitário no país tem resultado numa parcela significativa de esgotos sem tratamento e sem destinação adequada, por vezes dispostos diretamente nos corpos hídricos, comprometendo a qualidade das águas para diversos usos, com implicações danosas à saúde pública e ao equilíbrio do meio ambiente (COSTA, 2014).

Diante deste cenário, verificou-se a necessidade de desenvolver tecnologias atrativas voltadas ao tratamento de efluentes que pudessem solucionar os impactos existentes no âmbito do saneamento, e que pudessem reduzir substancialmente os custos (VERSIANI, 2005).

Dessa forma, o tratamento anaeróbio, também chamado de digestão anaeróbia, onde a matéria é degradada na ausência de oxigênio, é uma alternativa adequada, muito eficiente e de baixo custo. Este processo pode ser realizado utilizando Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo (reator UASB - *Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactors*), também chamado de DAFAs (Digestores Anaeróbios de Fluxo Ascendente).

Esses sistemas de alta taxa foram inicialmente concebidos na Holanda e baseiam-se em um processo biológico de tratamento com crescimento bacteriano disperso. Já no Brasil, a

disseminação desses reatores foi iniciada a partir da década de oitenta, e desde então, tem sido amplamente aplicado nas concepções e arranjos de novas ETEs.

Essa tecnologia é bastante utilizada no tratamento de águas residuais, onde, em condições anaeróbias, a matéria orgânica é convertida, gerando como subprodutos metano e dióxido de carbono principalmente.

O processo de digestão ocorre em vários estágios, onde a hidrólise, acidogênese, acetogênese, metanogênese e sulfetogênese acontecem no mesmo equipamento, juntamente com reações físico-químicas, com o equilíbrio de íons e a transferência de líquido-gás, sendo utilizados tanto no tratamento de efluentes domésticos como industriais.

São inúmeras as vantagens da digestão anaeróbia realizadas em DAFAs se comparada aos processos aeróbios convencionais, pois conseguem com baixo consumo de energia digerir boa parte da matéria orgânica, além de reduzir a demanda de área do reator e gerar energia renovável (BATSTONE, 2002). Outra característica deste método é a boa adaptação em países com clima sub-tropical ou tropical, permitindo a aceleração da digestão e consequentemente a diminuição dos custos de implementação.

Mesmo que eficaz, esse tipo de reator deve ser precedido de um tratamento preliminar, com o intuito de remover os sólidos grosseiros presentes nos efluentes e obter uma maior eficácia no processo. Ainda assim, para garantir que os efluentes estejam dentro dos parâmetros exigidos pela legislação brasileira (CONAMA n° 357/2005), que regulamenta o lançamento em corpos hídricos, se faz necessário que os mesmos passem por uma etapa posterior de polimento.

O presente estudo tem por premissa a avaliação da eficiência dos DAFAs instalados na estação de tratamento de efluentes ERQ- Sul, localizada na cidade de Aracaju e a avaliação da estabilidade operacional, com o propósito de obter um panorama da situação atual dos digestores.

2 OBJETIVOS

2.1 Geral

Avaliar a eficiência dos digestores anaeróbios de fluxo ascendente - DAFAs - da estação de tratamento de esgotos sanitários ERQ-Sul, em Aracaju - SE, através da análise da carga orgânica removida nos digestores.

2.2 Específicos

- Avaliar o desempenho dos DAFAs, com base na eficiência de redução de material orgânico (DQO e DBO₅) e sólidos (SS e SST);
- Analisar a estabilidade operacional dos digestores através da determinação da temperatura, pH e alcalinidade;
- Avaliar o desempenho do sistema em relação aos valores das variáveis assumidos em projeto e em literatura;
- Monitorar as atividades operacionais do reator a partir da avaliação dos resultados obtidos.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Caracterização do Efluente Doméstico

A Lei Federal nº 9.433/1997 instituiu nacionalmente a gestão das águas no Brasil, tendo como base o atendimento ao uso múltiplo das águas e a gestão por bacias hidrográficas. Um dos seus objetivos é “assegurar à atual e às futuras gerações a disponibilidade de água necessária, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos”. A maior dificuldade para alcançar esse objetivo está presente nas cidades e regiões metropolitanas, onde se constata uma crescente complexidade para a garantia do abastecimento dessas populações (ANA, 2017).

De acordo com Tucci *et al* (2000), cerca de 80% dos brasileiros residem nas grandes cidades, e é graças a essa concentração populacional nessas áreas que problemas relacionados à água como: abastecimento precário, poluição de mananciais, doenças oriundas da contaminação d'água, e outros que afetam diretamente a saúde da população e meio ambiente são mais frequentes.

A falta de tratamento de esgoto, ou o seu tratamento inadequado pode promover a contaminação dos corpos hídricos, ocasionando uma série de problemas relacionados à saúde humana e a degradação do meio ambiente como um todo (CAMPOS, 1999).

Segundo Jordão e Pessoa (2011), os esgotos sanitários são caracterizados como despejos provenientes de uso doméstico, comercial, industrial, agrícola, infiltração superficial e demais efluentes sanitários. O esgoto doméstico por sua vez, compreende toda a água utilizada para as diversas atividades do dia a dia, como higiene pessoal, limpeza, preparo de alimentos e outras. São caracterizados basicamente por conter água contaminada por restos de alimentos, sabões e fezes, podendo gerar a contaminação da água por microrganismos ou por substâncias orgânicas de difícil degradação (ARCHELA *et al.*, 2003).

O esgoto doméstico contém cerca de 99,9% de água e 0,1% de sólidos, e é graças a essa minúscula fração de sólidos que se faz necessário o tratamento desse efluente com o intuito de evitar ou minimizar a poluição dos corpos receptores (BARROS *et al.*, 1995). De acordo com Metcalf e Eddy (2005), a composição dos esgotos pode variar em função dos costumes da população e sua situação econômica que por sua vez variam ao longo dos anos e com o clima. As principais características físico-químicas dos esgotos domésticos brutos podem ser observadas na Tabela 1.

Tabela 1 - Características físico-químicas típicas do esgoto doméstico bruto.

Variáveis	Contribuição Per Capita (g/hab.dia)		Unidade	Concentração	
	Faixa	Típico		Faixa	Típico
DQO total	80 - 120	100	mg/L	450 - 800	600
DBO ₅	40 - 60	50	mg/L	250 - 400	300
DBO última	60 - 90	75	mg/L	350 - 600	450
Sólidos Totais	120 - 220	180	mg/L	700 - 1350	1100
Sólidos em Suspensão	35 - 70	60	mg/L	200 - 450	350
Sól. em Susp. Fixos	7 - 17	10	mg/L	40 - 100	80
Sól. em Susp. Voláteis	25 - 60	50	mg/L	165 - 350	320
Sólidos Dissolvidos	85 - 150	120	mg/L	500 - 900	700
Sól. Dis. Fixos	50 - 90	70	mg/L	300 - 550	400
Sól. Dis. Voláteis	35 - 90	50	mg/L	200 - 350	300
Sólidos Sedimentáveis	-	-	ml/L	10 - 20	15
Nitrogênio total	6,0 - 10,0	8,0	mgN/L	35 - 60	45
Nitrogênio Orgânico	2,5 - 4,0	3,5	mgN/L	15 - 25	20
Amônia	3,5 - 6,0	4,5	mgNH ₃ -N/L	20 - 35	25
Nitrito	0,0	0,0	MgNO ₂ -N/L	0	0
Nitrato	0,0 - 0,2	0,0	mgNO ₃ -N/L	0 - 1	0
Fósforo	0,7 - 2,5	1,0	mgP/L	4 - 15	7
Fósforo Orgânico	0,2 - 1,0	0,3	mgP/L	1 - 6	2
Fósforo Inorgânico	0,5 - 1,5	0,7	mgP/L	3 - 9	5
pH	-	-	-	6,7 - 8,0	7
Alcalinidade	20 - 40	30	mgCaCO ₃ /L	100 - 250	200
Metais pesados	0	0	mg/L	traços	traços
Comp. Org. Tóxicos	0	0	mg/L	traços	traços

Fonte: Adaptada de Von Sperling (2005).

O tratamento de esgoto sanitário no Brasil ainda é precário, principalmente em relação ao tratamento de efluentes gerados. Segundo a ANA, no ano de 2017, as redes coletoras de esgotos alcançaram aproximadamente 61,4% da população urbana brasileira, restando 65,1 milhões de pessoas nas cidades do país que não dispõem de sistema coletivo para afastamento dos esgotos sanitários. Visto que nem todo esgoto coletado é conduzido a uma estação de tratamento, a parcela atendida com coleta e tratamento representa apenas 42,6% da população urbana total. Desse modo, 96,7 milhões de pessoas não dispõem de tratamento coletivo de esgotos. A Tabela 2 aponta os índices de cobertura de esgotos no Brasil e por suas respectivas regiões geográficas.

Tabela 2 - Índices de cobertura de esgotos no Brasil e por região geográfica em 2017.

Região Geográfica	Total de Municípios	População Urbana (em mil hab)	Parcela da População Atendida		Parcela Tratada em Relação à Coleta
			Coleta de Esgoto	Tratamento de Esgoto	
Norte	450	12.667,4	16%	12%	75%
Nordeste	1.794	40.817,4	43%	32%	74%
Susdeste	1.668	77.285,0	83%	54%	65%
Sul	1.191	24.432,1	54%	40%	75%
Centro-Oeste	467	13.283,8	51%	49%	97%
Brasil	5.570	168.485,7	61%	43%	70%

Fonte: Adaptada de Atlas Esgotos (ANA, 2017).

A deficiência na coleta e tratamento de esgotos nas cidades brasileiras tem resultado em um elevado lançamento de carga poluidora nos corpos hídricos, constituindo um grave risco aos usos múltiplos desses recursos (ANA, 2017). Quando lançado *in natura* nos corpos d'água, isto é, sem receber um tratamento prévio adequado, dependendo da relação entre as vazões do esgoto lançado e do corpo receptor, pode resultar no comprometimento da qualidade dessa água (NUVOLARI *et al.*, 2011).

O crescimento populacional nas grandes cidades tende a agravar o problema, uma vez que há uma relação direta entre aumento populacional e aumento de esgoto gerado (CAMPOS, 1999). Tratar esses esgotos é sempre uma medida necessária, salvo casos especiais. Sendo assim, o maior objetivo do tratamento é manter a qualidade da água dos corpos receptores, permitindo seus diversos usos, em especial como manancial para abastecimento público, sem causar riscos à saúde da população (NUVOLARI *et al.*, 2011).

Os serviços de esgotamento sanitário englobam diversas etapas, como coleta, transporte, tratamento e até mesmo reúso do efluente (NUVOLARI *et al.*, 2011). É um dos serviços que compõem o saneamento básico que mais necessita de estudos para o desenvolvimento de tecnologias de tratamento, principalmente quando se refere à gestão hídrica (ANA, 2017).

3.2 Tratamento do Efluente Doméstico

O tratamento de efluentes sanitários provenientes de centros urbanos tem por finalidade acelerar o processo de autodepuração da matéria orgânica que acontece na natureza, em sistemas de tratamento sob condições controladas. Dessa forma, esses processos visam à redução da matéria

orgânica, dos microrganismos patogênicos, dos sólidos em suspensão e, em circunstâncias especiais, dos nutrientes presentes nos esgotos sanitários, considerando a ausência de agentes tóxicos advindos de indústrias, por exemplo (METCALF & EDDY, 2005).

A seleção dos processos de tratamento e disposição de esgotos são determinados através das condições estabelecidas para o efluente assim como para a qualidade dos corpos receptores, de acordo com as suas características físico-químicas e biológicas (VON SPERLING, 2005). Considera-se também os aspectos econômicos, sociais, operacionais, a disponibilidade de área e até mesmo os anseios da comunidade local (ANA, 2017).

A remoção dos poluentes do efluente durante o tratamento, de forma a adequá-lo a uma qualidade desejada ou ao padrão de qualidade vigente está associada ao nível de tratamento e a sua eficiência (VON SPERLING, 2005). Sendo assim, os níveis desse sistema no tratamento de esgotos domésticos são divididos em: preliminar, primário, secundário e terciário (VON SPERLING, 1996). A Tabela 3 evidencia a eficiência na remoção de matéria orgânica, sólidos suspensos, nutrientes e bactérias, em cada tipo de tratamento.

Tabela 3 - Eficiência esperada na remoção de DBO, SS, nutrientes e bactérias de acordo com o tipo de tratamento.

Tipo de Tratamento	Remoção			
	DBO (%)	SS (%)	Nutrientes (%)	Coliformes (%)
Preliminar	5 - 10	5 - 20	-	10 - 20
Primário	25 - 50	40 - 70	-	25 - 75
Secundário	80 - 95	65 - 95	-	70 - 99
Terciário	40 - 99	80 - 99	Até 99	Até 99,99

Fonte: Adaptado de Telles (2007).

O tratamento preliminar prevê a separação de sólidos grosseiros, areia e materiais em suspensão do sistema e é constituído unicamente por processos físicos. Essa etapa é composta pelas unidades de medição de vazão, geralmente realizada por Calha Parshall, gradeamento, caixas de areia e, raramente, tanques de remoção de óleos e graxas (NUNES, 2004). O principal objetivo desse tratamento é a proteção dos dispositivos de transporte (bombas e tubulações), proteção das unidades subsequentes e proteção dos corpos receptores (VON SPERLING, 1996).

O tratamento primário, ou físico-químico, objetiva a retirada de sólidos sedimentáveis presentes no efluente, através das atividades de sedimentação, decantação, flotação e digestão de sólidos (VON SPERLING, 1996). Nessa etapa o esgoto flui pelos sedimentadores ou decantadores, fazendo com que os sólidos mais densos se sedimentem no fundo gradativamente, formando uma camada de lodo primário bruto. Já os sólidos flutuantes, de menor densidade são removidos na superfície (TELLES, 2007). Segundo a Tabela 3, a eficiência de remoção do tratamento preliminar, juntamente com o tratamento primário, varia de 60 a 70% da remoção de sólidos em suspensão (SS), 30 a 40% na remoção de coliformes e de 20 a 45% na remoção da matéria orgânica (DBO).

O tratamento secundário é realizado por mecanismos puramente biológicos, visando a remoção dos sólidos remanescentes do tratamento primário, da matéria orgânica dissolvida (DBO solúvel), da matéria orgânica em suspensão (DBO suspensa) e de nutrientes como nitrogênio (N) e fósforo (P) presentes no efluente (BAIRD, 2002). De acordo com Nunes (2014), essa etapa é uma reprodução do que ocorre na natureza, tendo como premissa a decomposição da carga orgânica em corpos hídricos por mecanismos naturais (autodepuração), diferindo apenas pelas condições tecnológicas favoráveis, onde é possível controlar os parâmetros e as necessidades básicas dos microrganismos, para que o processo de depuração e o metabolismo celular se desenvolvam com maior facilidade, eficiência e rapidez.

Esse processo envolve um conjunto de microrganismos como bactérias, protozoários, algas e outros, podendo ser dividido em duas modalidades: os tratamentos aeróbios e os tratamentos anaeróbios, no primeiro caso, o processo ocorre na presença de oxigênio e, no outro, na ausência dele (CHERNICHARO, 2007). Nessa etapa, a matéria orgânica presente no esgoto serve de alimento aos microrganismos, podendo ser convertida em gás carbônico, água e material celular pelos agentes aeróbios ou em gás metano pelos agentes anaeróbios (VON SPERLING, 2005).

O tratamento terciário, também chamado de polimento final, consiste em técnicas físico-químicas ou mesmo biológicas para a retirada de poluentes específicos que não foram retirados pelos outros processos mais comuns. Essa etapa ainda é responsável pela remoção de matéria orgânica (DBO₅), nutrientes, metais pesados e outros poluentes que permanecem no efluente (NUNES, 2004). Segundo Maria (2015), a ultrafiltração, osmose reversa, ozonização e adsorção são os principais processos terciários utilizados pelas indústrias.

3.2.1 Tratamento anaeróbio

Por regra, todos os compostos orgânicos podem ser degradados de forma anaeróbia. Porém, esse processo se mostra mais eficiente e econômico quando a matéria é facilmente biodegradável (CHERNICHARO, 2007).

A configuração do processo de tratamento adotado no sistema anaeróbio sempre decorrerá da atividade microbiana das biomassas existentes, possibilitando a formação de diversos tipos de sistemas de tratamento anaeróbio (COSTA, 2014).

No tratamento de efluentes, o papel desempenhado pelos microrganismos dependerá do processo a ser selecionado. Nesses sistemas anaeróbios, as condições são favoráveis ou mesmo exclusivas ao desenvolvimento de microrganismos adaptados funcionalmente à ausência de oxigênio, com destaque para as bactérias denominadas acidogênicas e metanogênicas (VON SPERLING, 1996).

O tratamento anaeróbio oferece vantagens relacionadas ao tratamento de efluentes como uma baixa produção de sólidos, requerimento de pequenas áreas, baixo custo de implantação, operação e manutenção, além de uma considerável vida útil. Apesar das vantagens, o sistema anaeróbio apresenta certas desvantagens como uma baixa remoção de nutrientes e patógenos, geração de odores desagradáveis, e o modesto atendimento aos padrões de emissão exigidos por lei (CHERNICHARO, 1997).

O Quadro 1 apresenta algumas das vantagens da digestão anaeróbia, em relação ao tratamento aeróbio, principalmente em relação a baixa produção de sólidos e a produção de gás metano.

Quadro 1 - Principais vantagens e desvantagens dos processos anaeróbios.

Vantagens	Desvantagens
<ul style="list-style-type: none"> • Baixa produção de sólidos, aproximadamente 2 a 8 vezes menor do que nos processos aeróbios; • Baixo consumo de energia, utilizada apenas para a estação elevatória de esgoto. Fazendo com que os custos operacionais diminuam; • Baixa demanda de área para construção; • Baixos custos de implantação, cerca de 20 a 30 dólares per capita; • Geração de metano, um combustível com elevado teor calorífico; • Possibilidade da preservação da biomassa, sem a necessidade de alimentar o reator por vários meses; • Tolerância a elevadas cargas orgânicas; • Baixo consumo de nutrientes; • Válida em pequena e grande escala. 	<ul style="list-style-type: none"> • Remoção de nitrogênio, fósforo e patógenos insatisfatória; • Geração de efluente com aspecto desagradável e geralmente com qualidade insuficiente para atendimento das legislações, fazendo necessário um pós-tratamento; • Possibilidade de distúrbios devido a choques de carga orgânica e hidráulica, presença de agentes tóxicos ou ausência de nutrientes; • Bioquímica e microbiologia da digestão anaeróbia são complexas e precisam ser estudadas; • A partida do processo pode ser lenta, sem a presença de lodo de semeadura adaptado; • Possibilidade de geração de maus odores e de problemas de corrosão quando mal projetados e operados.

Fonte: Adaptado de Chernicharo (1997); Lettinga *et al.* (1996); Von Sperling (1995).

3.2.2 Tecnologias de tratamento anaeróbio

A utilização de processos anaeróbios para o tratamento de efluentes líquidos, até pouco tempo não era considerada uma alternativa viável economicamente, além de ser considerada problemática do ponto de vista operacional. A baixa taxa de crescimento da biomassa anaeróbia, faz com que o controle do processo seja delicado, visto que a recuperação do sistema é muito lenta, quando exposta a condições ambientais desfavoráveis (CHERNICHARO, 2007).

O tratamento de esgotos por meio de fossas sépticas e lagoas de estabilização são as técnicas mais antigas aplicadas no Brasil. Além disso, registra-se a utilização de digestores anaeróbios de lodo, para tratar principalmente os materiais provenientes da fase sólida das estações de tratamento (COSTA, 2014). Todos os supracitados eram desprovidos de mecanismos de retenção de biomassa, fazendo necessário elevados tempos de detenção hidráulica e baixas cargas volumétricas para a obtenção de uma boa eficiência.

Com a ampliação de pesquisas na área de tratamento de efluentes, foi possível desenvolver os sistemas de alta taxa que tem como característica principal a capacidade de reter elevadas quantidades de biomassa no seu interior, com baixos tempos de detenção hidráulica. Assim, é possível manter altos tempos de retenção celular, mesmo com aplicação de elevadas cargas hidráulicas, resultando em unidades menores e com um grau de estabilização do lodo elevado (CHERNICHARO, 2007). Segundo o mesmo autor, os sistemas anaeróbios utilizados para o tratamento de esgotos podem ser classificados em dois grandes grupos: sistemas convencionais e sistemas de alta taxa, como mostrado no Quadro 2, onde o reator DAFA se encontra nos sistemas de alta taxa com crescimento disperso.

Quadro 2 - Sistemas anaeróbios utilizados no tratamento de esgotos.

Sistemas Convencionais (baixa taxa)	Digestores de lodo	
	Tanques sépticos	
	Lagoas anaeróbias	
Sistemas de Alta Taxa	Com Crescimento Aderido	Reatores de leito fixo
		Reatores de leito rotatório
		Reatores de leito expandido/fluidizado
	Com Crescimento Disperso	Reatores de dois estágios
		Reatores de chicanas
		Reatores de manta de lodo
		Reatores com leito granular expandido
		Reatores com recirculação interna

Fonte: Adaptado de Chernicharo (2007).

De acordo com a ANA (2017), diversos processos de tratamento de esgotos são encontrados no Brasil. Dessa forma, a agência realizou a caracterização do cenário nacional a partir das faixas de eficiência de remoção de carga orgânica, em termos de DBO, da seguinte forma: menor do que 60%, entre 60% e 80%, maior do que 80% e maior do que 80% com possibilidade de remoção de nutrientes (Fósforo e/ou Nitrogênio). Já a Resolução CONAMA nº 430/2011 recomenda uma eficiência de remoção de DBO mínima de 60%, que implica na remoção de boa parte dos demais poluentes presentes nos esgotos urbanos.

O estudo identificou 2.768 estações de tratamento de esgotos em operação em 1.592 cidades, atendendo uma população estimada de 71,7 milhões de habitantes. Desse total, 96% das ETEs apresentaram eficiências de remoção bem diferentes das eficiências encontradas na literatura.

Foi constatado que a maioria das estações do país apresentam remoção de DBO na faixa de 60 a 80%, e apenas 970 delas são capazes de alcançar eficiência de remoção acima de 80%. A Tabela 4, apresenta as faixas de remoção de DBO dos principais processos de tratamento encontrados no Brasil.

Tabela 4 - Faixas de remoção de DBO e número de unidades dos principais processos de tratamento de esgotos sanitários no Brasil.

Faixa de Remoção de DBO	Principais Processos de Tratamento	Número de Unidades
Até 60%	Primário	21
	Fossa Séptica + Filtro Aeróbio/Tanque Imhoff + Filtro Biológico	215
	Fossa Séptica/Tanque Imhoff	23
	Total	259
60% a 80%	Fossa Filtro + Disposição no Solo/Sumidouro	10
	Reator Anaeróbio + Lodos Ativados	2
	Lagoa Anaeróbia	68
	Primário com físico-químico (filtro aeróbio/decantação/flotação)	13
	Reator Anaeróbio	328
	Reator Anaeróbio + Decantador	16
	Lodos Ativados Meio Fixo (filtro biológico)	22
	Reator Anaeróbio + Filtro Biológico	177
	Lagoa Facultativa	203
	Lagoa Anaeróbia + Lagoa Facultativa	364
	Reator Anaeróbio + Disposição no Solo	16
	Reator Anaeróbio + Filtro Aeróbio	64
	Reator Anaeróbio + Lagoa Anaeróbia/Facultativa/de Maturação	145
	Total	1.428
> 80%	Lagoa Aerada	42
	Reator Anaeróbio + Filtro Aeróbio + Decantador	121
	Reator Anaeróbio + Filtro Biológico + Disposição no Solo	15
	Reator Anaeróbio + Filtro Biológico + Filtro Aeróbio + Decantador	10
	Lodos Ativados de Aeração Prolongada	91
	Lagoa Anaeróbia + Lagoa Facultativa + Lagoa de Maturação	134
	Lagoa Facultativa + Lagoa de Maturação	119
	Lagoa Aerada + Lagoa de Decantação/Facultativa/Maturação	64
	Reator Anaeróbio + Lagoa Aerada	12
	Lodos Ativados (convencional)	110
	Reator Anaeróbio + Lagoa Aerada + Lagoa Facultativa/Maturação	7
	Reator Anaeróbio + Lodos Ativados*	90
	Lagoa Aerada + Lagoa Facultativa + Lagoa de Maturação	14
	Reator Anaeróbio + Lodos Ativados de Aeração Prolongada	4
	Reator Anaeróbio + Lagoa Facultativa + Disposição no Solo	6
	Total	839

Faixa de Remoção de DBO	Principais Processos de Tratamento	Número de Unidades
> 80% (com remoção de nutrientes)	Reator Anaeróbio + Filtro Biológico + Filtro Aeróbio + Decantador	1
	Lodos Ativados em Batelada (convencional/unitank) - N	80
	Lodos Ativados - N	7
	Reator Anaeróbio + Físico-químico (decantação/flotação) - P	33
	Lodos Ativados com Remoção Físico-química de Nutrientes - N e P	5
	Lodos Ativados com Remoção Biológica de Nutrientes - N	3
	Lodos Ativados com Remoção Biológica de Nutrientes - N e P	2
	Total	131

*Processo de tratamento adotado na ETE onde os DAFAs foram estudados.

Fonte: Adaptado do Atlas Esgoto (ANA, 2017).

3.3 Digestores Anaeróbios de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo

Essa tecnologia foi desenvolvida na década de 70, na Holanda através de pesquisas desenvolvidas pelos professores Van der Meer e Gatzke Lettinga, na Universidade de Wageningen, e foram denominados de reatores UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactors*), ou traduzido para o português Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo (HAANDEL *et al.*, 1994). No Brasil, também são conhecidos com as siglas DAFA ou RAFA, ou seja, Digestor Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente, respectivamente.

A partir dos anos 80, estes tipos de reatores foram introduzidos e amplamente utilizados no Brasil, devido a sua adaptação ao clima tropical e quente (SANEPAR, 2005). O Brasil é hoje pioneiro na utilização da tecnologia anaeróbia para o tratamento de esgotos domésticos, principalmente dos reatores tipo UASB, com aproximadamente 400 digestores desse tipo em funcionamento no país (CHERNICHARO, 2016).

Esses reatores são utilizados no tratamento de águas residuárias previamente tratadas, visando principalmente à remoção biológica da matéria orgânica, que se dá sem a adição ou com a ausência total de oxigênio, cumprindo um papel de decantador primário, reator biológico e digestor de lodo (CHERNICHARO, 2007).

A Tabela 5 apresenta as concentrações médias do efluente tratado por reatores tipo UASB e suas eficiências típicas de remoção dos principais poluentes que comprometem os esgotos domésticos.

Tabela 5 - Concentrações médias do efluente e eficiências de remoção típicas dos principais poluentes de interesse no tratamento de esgotos domésticos realizado em reator UASB.

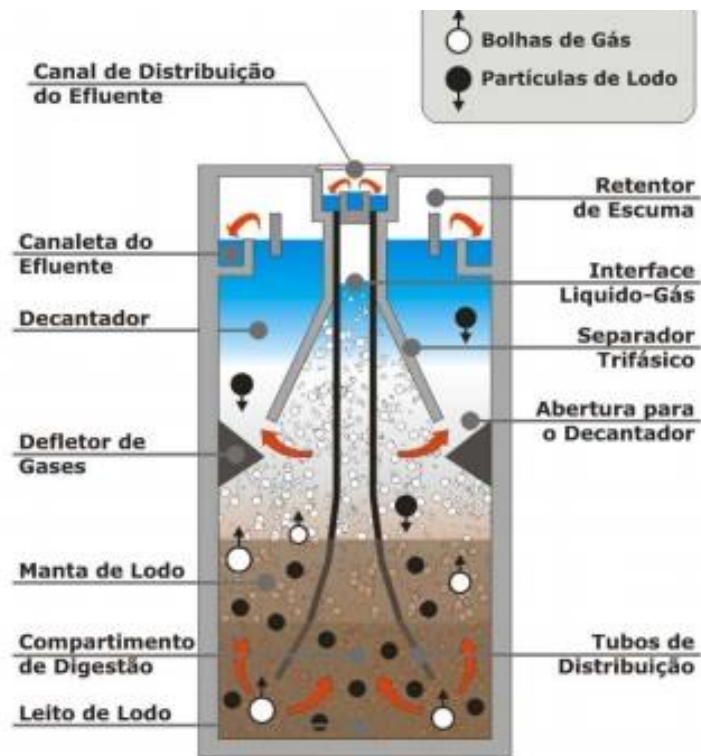
Variáveis	Unidades	Concentração Média do Efluente	Eficiência Média de Remoção (%)
DBO ₅	mg/L	70 a 100	60 a 75
DQO	mg/L	180 a 270	55 a 70
SST	mg/L	60 a 100	65 a 80
NH ₃	mg/L	>15	<50
N total	mg/L	>20	<60
P total	mg/L	>4	<35
Coliformes Term.	NMP/100 mL	10 ⁶ a 10 ⁷	1 a 2
Ovos de helmintos	ovos/L	>1	-

Fonte: Adapta de Von Sperling (2005).

3.3.1 Características básicas

O reator UASB (Figura 1) é constituído de um separador trifásico sólido/líquido/gás na parte superior, que possibilita uma elevada capacidade de retenção de sólidos ao sistema. O efluente é distribuído uniformemente com fluxo ascendente através de um leito de lodo concentrado e de alta atividade, onde os sólidos se apresentam variando de muito denso, com partículas granulares de alto poder de sedimentação localizados bem próximos do fundo (leito de lodo) a um lodo menos concentrado, que se encontra na parte superior (manta de lodo) (CHERNICHARO, 2016).

Figura 1 - Esquema do Processo de um reator UASB.



Fonte: COSTA, 2009 (Adaptado de CHERNICHARO, 2007).

A mistura ocorre em virtude do fluxo ascensional de líquido e das bolhas de gás, e é importante para proporcionar um bom contato no interior do reator, evitando caminhos preferenciais. A matéria orgânica é estabilizada em todas as zonas de reação (leito e manta de lodo) do reator. A entrada do esgoto acontece pelo fundo e a saída por meio de um decantador interno, localizado na sua parte superior. A sedimentação das partículas ocorre por um sistema de segregação de gases e sólidos existente abaixo do decantador, que as separam da manta de lodo, encaminhando-as para a câmara de digestão ao invés de enviá-las para fora do sistema. (COSTA, 2009).

O gás gerado ao atingir o aparato separador interno, através de defletores, é encaminhado a saída no topo do reator. O líquido contendo partículas em suspensão e, eventualmente, o lodo disperso da manta de lodo, escoam através da abertura entre placas do separador trifásico, atingindo a zona de decantação. Nessa zona, os sólidos em suspensão retornam à câmara de digestão com o auxílio das paredes inclinadas do separador interno, impedindo o arraste para fora do sistema. O

esgoto tratado deixa o sistema por transbordamento em calhas coletoras distribuídas no topo do reator. (VERSIANI, 2005).

Uma das características principais para o sucesso do processo é a formação de uma biomassa que tenha uma intensa atividade, podendo ser desenvolvida na forma de flocos ou grânulos. Uma boa qualidade do lodo é conseguida no processo de partida do sistema, selecionando previamente uma biomassa. Um lodo de má qualidade é mais leve, e é arrastado para fora do sistema, já o de boa qualidade fica retido ao fundo do reator (CHERNICHARO, 1997).

Outra característica importante no processo é a presença do dispositivo de separação de gases e sólidos, na parte superior do reator. A finalidade desse dispositivo é separar os gases existentes na mistura líquida, propiciando uma adequada sedimentação dos sólidos carregados.

A espuma gerada no processo deve ser retirada do efluente, pois além de causar transtornos operacionais, ela é fonte de maus odores. (VERSIANI, 2005).

3.3.2 Critérios e parâmetros básicos de projeto

O bom funcionamento desses reatores se dá através da geração de uma manta de lodo de elevada atividade bem com a manutenção de suas características, que são questões importantes para a garantia de uma boa sedimentação do lodo gerado. Dessa forma, devem ser consideradas algumas medidas de ordem conceitual e operacional desse sistema.

Como medida operacional, unidades de retirada de areias e remoção de sólidos devem preceder o reator de manta de lodo, para garantir que estes não se acumulem e ocupem boa parte do volume do reator ou causem entupimento nas tubulações de distribuição e vertedores, respectivamente (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).

A necessidade de implantação de unidades de remoção de gordura a montante do reator dependerá da quantidade de óleos e graxas do esgoto a ser tratado.

Os reatores de manta de lodo são dimensionados através dos seguintes parâmetros basicamente:

a. Carga Orgânica Volumétrica

É a quantidade de matéria orgânica (massa) aplicada diariamente ao reator, por unidade de seu volume, conforme descrito na equação (1):

$$COV = \frac{Q \times S}{V} \quad (1)$$

Onde:

COV = carga orgânica volumétrica (kg DQO/m³.d);

Q = vazão (m³/d);

S = concentração de substrato afluente (kg DQO/m³);

V = volume (m³).

Valores típicos de carga orgânica volumétrica, no caso de esgotos domésticos, situam-se na faixa entre 2,5 e 3,5 kg DQO/m³.d (CAMPOS, 1999).

O volume do reator pode ser calculado com a equação (2), desde que se tenha conhecimento dos seguintes parâmetros: vazão, concentração do esgoto afluente e uma carga orgânica volumétrica admitida.

$$V = \frac{Q \times S}{COV} \quad (2)$$

b. Carga Hidráulica Volumétrica e Tempo de Detenção Hidráulica

É definida pelo volume de esgoto introduzido diariamente no reator por unidade de seu volume, como definida na equação (3). Já o tempo de detenção hidráulica é o inverso da carga hidráulica volumétrica e pode ser calculado conforme as equações (4) e (5).

$$CHV = \frac{Q}{V} \quad (3)$$

Onde:

CHV = carga hidráulica volumétrica (m³/m³.d);

Q = vazão (m³/d);

V = volume (m³).

$$TDH = \frac{1}{CHV} \quad (4)$$

Ou

$$TDH = \frac{V}{Q} \quad (5)$$

Onde:

TDH = tempo de detenção hidráulica (d).

Estudos demonstraram que a carga hidráulica volumétrica não deve ultrapassar o valor de $5 \text{ (m}^3/\text{m}^3\cdot\text{d)}$, equivalente a um TDH mínimo de 4,8 horas (CAMPOS, 1999).

Projetos de reatores com valores superiores de CHV ou inferiores de TDH podem levar ao arraste de lodo com o efluente e/ou redução do tempo de residência celular e consequente diminuição do grau de estabilidade dos sólidos.

O tempo de detenção hidráulica é relevante por ter relação direta com a velocidade do processo de digestão anaeróbia, que está conectado com o tamanho da unidade de tratamento. Relacionado a uma temperatura média de 20°C , este parâmetro pode variar de 6 a 16 horas (CHERNICHARO, 2007).

Para os efluentes sanitários com uma temperatura em torno de 20°C , adota-se para a vazão média um tempo de detenção em torno de 8 a 10 horas. Para a vazão máxima, deve-se adotar um tempo superior a 4 horas, sendo que para os picos de vazão máxima, o tempo não deve ser excedido de 4 a 6 horas.

Dessa forma, conhecendo a vazão do esgoto afluente, o volume do reator pode ser calculado por meio da equação (6), desde que admitido um tempo de detenção hidráulica:

$$V = Q \times \text{TDH} \quad (6)$$

c. Carga Biológica ou Carga de Lodo

Refere-se à quantidade de carga orgânica aplicada ao reator por dia, por unidade de biomassa existente no mesmo, como mostrado na equação (7) (CHERNICHARO, 2016).

$$\text{CB} = \frac{Q \times S}{M} \quad (7)$$

Onde:

CB = carga biológica ou carga de lodo ($\text{kg DQO/kg STV}\cdot\text{d}$);

Q = vazão (m^3/d);

S = concentração de substrato afluente (kg DQO/m^3);

M = massa de microrganismos presentes no reator (kg STV).

Segundo a literatura, a maior importância deste parâmetro é na partida do reator, onde recomenda-se mantê-lo na ordem de 0,05 a 0,15 $\text{kg DQO/kg STV}\cdot\text{d}$. Porém, pesquisas recentes

com reatores de manta de lodo, tratando esgotos domésticos, mostraram que valores de cargas biológicas aplicadas na partida do reator entre 0,30 a 0,50 kg DQO/kg STV.d não prejudicaram a estabilidade do processo em relação ao pH e ácidos graxos voláteis (CHERNICHARO, 2016).

Quando em funcionamento, no caso de esgotos domésticos, a faixa de trabalho pode variar de 0,1 a 0,4 kg DQO/kg STV.d, dependendo do efluente a ser tratado (CHERNICHARO, 2016).

d. Velocidade Ascensional do Fluxo

A velocidade ascensional do fluxo é calculada a partir da relação entre a vazão afluyente e a seção transversal do reator, como na equação (8).

$$v = \frac{Q}{A} \quad (8)$$

Ou, a partir da razão entre a altura e o tempo de detenção hidráulica:

$$v = \frac{Q \times H}{V} = \frac{H}{TDH} \quad (9)$$

Onde:

v = velocidade ascensional do fluxo (m/h);

Q = vazão (m³/d);

A = área da seção transversal do reator (m²);

H = altura do reator (m).

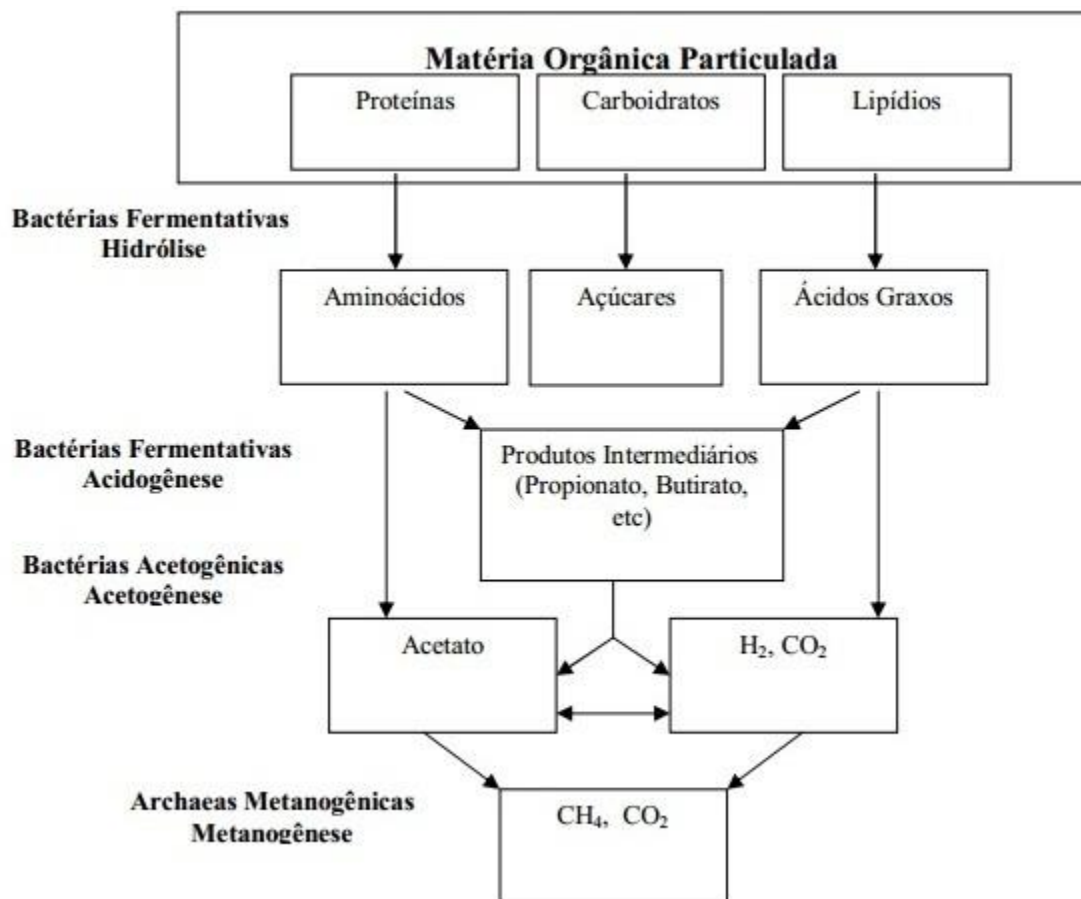
A faixa ideal desse parâmetro depende de inúmeros fatores, como tipo do lodo do reator, carga orgânica volumétrica, altura do reator e tempo de detenção hidráulica. No entanto, um valor médio aceito na literatura está na faixa de 0,5 a 0,7 m/h, com picos temporários permitidos, durante 2 a 4 horas, de até 1,5 a 2,0 m/h (CHERNICHARO, 2016).

3.4 Fundamentos da Digestão Anaeróbia

A digestão anaeróbia é um processo microbiológico que ocorre na ausência de oxigênio livre, onde a matéria orgânica é prioritariamente convertida em metano e dióxido de carbônico por diversas populações de bactérias. A produção desses gases acontece em diferentes ambientes naturais, tais como pântanos, solos, sedimentos de lagos e rios e até mesmo no aparelho digestivo de animais ruminantes (CHERNICHARO, 1997).

Do ponto de vista cinético, a digestão anaeróbia pode ser descrita como um processo de três etapas, que envolvem a hidrólise de compostos orgânicos complexos, a produção de ácidos (acidogênese e acetogênese) e a produção de metano. Em um processo complexo e de inúmeros estágios, a cinética do estágio mais lento governará a cinética geral de conversão do despejo. Em relação ao tratamento de esgotos, a hidrólise pode se tornar a etapa controladora da velocidade de degradação, dependendo das características dos compostos orgânicos presentes nas águas residuárias. A Figura 2, apresenta de forma simplificada o processo da digestão anaeróbia.

Figura 2 - Sequência esquemática da digestão anaeróbia do substrato.



Fonte: Adaptada de CHERNICHARO (1997).

3.4.1 Hidrólise

Visto que as bactérias não são capazes de assimilar a matéria orgânica particulada, se faz necessário na primeira parte do processo a transformação desses compostos orgânicos complexos, como carboidratos, proteínas e lipídios, em materiais solúveis mais simples (moléculas menores), através de enzimas extracelulares excretadas pelas bactérias fermentativas. Os compostos solúveis resultantes podem ser acessíveis às bactérias, atravessando suas paredes celulares e membranas.

Durante essa fase, considerada a mais lenta do processo, os aminoácidos são formados pela hidrólise das proteínas, enquanto que os carboidratos são hidrolisados em açúcares simples e os lipídios solúveis em ácidos graxos.

São vários os fatores que podem afetar o grau e a taxa em que o substrato é hidrolisado (CHERNICHARO, 2016 *apud* LETTINGA *et al.*, 1996):

- Temperatura operacional do reator;
- Tempo de residência do substrato no reator;
- Composição do substrato (ex.: teores de lignina, carboidrato, proteína e gorduras);
- Tamanho das partículas;
- pH do meio;
- Concentração de $\text{NH}_4^+ \text{-N}$;
- Concentração de produtos de hidrólise (ex.: ácidos graxos voláteis).

3.4.2 Acidogênese

Após a fase hidrolítica, as bactérias fermentativas metabolizam na forma intracelular os produtos solúveis resultantes da hidrólise, que são convertidos em compostos orgânicos mais simples com o auxílio de endoenzimas no interior das células bacterianas. Os principais compostos produzidos incluem ácidos graxos voláteis, álcoois, ácido lático, gás carbônico, hidrogênio, amônia e sulfeto de hidrogênio, além de novas células bacterianas. Esse estágio é denominado de fase ácida devido à grande quantidade de ácidos graxos voláteis gerados pelas bactérias fermentativas acidogênicas (CHERNICHARO, 2007).

A fermentação acidogênica é efetuada por um diverso grupo de bactérias, onde a maioria é estritamente anaeróbia. No entanto, cerca de 1% consiste de bactérias facultativas que podem oxidar o material orgânico através da oxidação. Isso é particularmente importante, uma vez que as

bactérias anaeróbias estritas devem ser protegidas contra a exposição ao oxigênio eventualmente presente no meio (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994).

Quando a população de microrganismos metanogênicos se encontra presente em quantidade adequada, os ácidos são degradados à medida em que são formados, não se acumulando além da capacidade neutralizadora do meio e o pH permanece na faixa favorável para as *Arqueas* metanogênicas.

3.4.3 Acetogênese

Os produtos formados na acidogênese são convertidos através das bactérias sintróficas acetogênicas em substrato adequado para os microrganismos metanogênicos (acetato, hidrogênio e dióxido de carbono). Destes produtos, apenas o hidrogênio e o acetato podem ser utilizados diretamente pelas bactérias metanogênicas. No mínimo 50% da matéria orgânica carbonácea biodegradável é transformada em propionato e butirato, que são convertidos a acetato e hidrogênio pelas bactérias acetogênicas (CHERNICHARO, 1997). Cerca de 70% da DQO originalmente presente se converte em ácido acético (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994).

O poder de oxidação de compostos orgânicos das bactérias acetogênicas, geradoras de hidrogênio, pode converter ácidos orgânicos superiores ao ácido acético como, por exemplo: o butirato, o propionato, e ainda compostos neutros superiores ao metanol (propanol, metanol, e outros), nos produtos de hidrogênio, acetato e dióxido de carbono (SOUBES, 1994).

De acordo com Chernicharo (2007), ao longo da formação dos ácidos acético e propiônico, uma grande quantidade de hidrogênio é formada, decrescendo o valor do pH no meio aquoso. Entretanto, há duas maneiras pelas quais o hidrogênio pode ser consumido no meio:

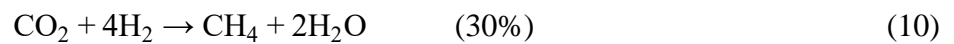
- I. Através das bactérias metanogênicas, que utilizam hidrogênio e dióxido de carbono para produzir metano;
- II. Por meio da formação de ácidos orgânicos, tais como propiônico e butírico, ácidos estes formados pela reação do hidrogênio com dióxido de carbono, com formação do ácido acético.

3.4.4 Metanogêse

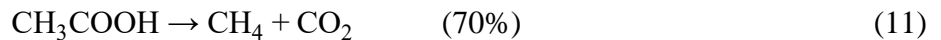
Esta é a última etapa do processo de digestão anaeróbica de compostos orgânicos, efetuada por um grupo de microrganismos diferenciado dos grupos bacterianos, chamados de *Arqueas* metanogênicas, que realizam a conversão do acetato e do hidrogênio produzidos nas etapas de

Acidogênese e Acetogênese, em metano e dióxido de carbono. Essas bactérias operam em condições estritamente anaeróbias e possuem uma baixa taxa de crescimento, sendo assim, mais sensíveis às alterações ambientais.

A formação de metano nessa fase da digestão pode ocorrer em dois estágios (VON SPERLING, 1996). No primeiro estágio, conhecido como metanogênese hidrogenotrófica, o metano (CH_4) e o gás carbônico (CO_2) são gerados a partir do ácido acético, e corresponde por cerca de 30% da produção de metano. A redução do dióxido de carbono pode ser representada pela equação (10):



Já no segundo estágio, conhecido como metanogênese acetotrófica, a produção de metano (CH_4) utiliza o gás carbônico como fonte de carbono e o hidrogênio como fonte de energia, sendo responsável por 60 a 70% da produção de metano. A fermentação do ácido acético é representada pela equação (11):



O sucesso do processo da digestão anaeróbia depende de um equilíbrio do sistema microbiológico, e requer um bom convívio entre as populações das bactérias fermentativas e metanogênicas. A geração de metano nessa etapa não é obrigatoriamente a limitante, já que no caso de compostos complexos a hidrólise apropriasse desse papel com a biodegradação de lipídios (SPEECE, 1983 *apud* BARBOSA, 1988).

3.4.5 Sulfetogênese

Efluentes que contenham compostos de enxofre ainda passam pela etapa de sulfetogênese, na qual o sulfeto é gerado a partir da redução de sulfatos, sulfitos e outros compostos a base de enxofre, através da ação de bactérias anaeróbias estritas, chamadas de bactérias redutoras de sulfato ou sulforedutoras. Quando em presença de elevadas concentrações de sulfato, esses microrganismos promovem alterações nas rotas metabólicas, competindo com as bactérias fermentativas acetogênicas e metanogênicas pelo substrato disponível (CHERNICHARO, 1997).

Na sulfetogênese, a eficiência na redução da DQO da fase líquida é melhor do que na metanogênese, no entanto, há a geração de gás sulfídrico, que pode ocasionar em problemas de liberação de maus odores, corrosão e toxicidade do meio, além da não produção de metano

(CHERNICHARO, 2007). Ou seja, a elevada formação de sulfeto é extremamente tóxica para as metanobactérias.

3.5 Fatores Ambientais que Afetam a Digestão Anaeróbia

3.5.1 Temperatura

A temperatura é dentre os fatores físicos o mais importante na seleção das espécies, pois interfere diretamente na velocidade das reações, metabolismo, crescimento, equilíbrio iônico e solubilidade dos substratos, e se mantidas em temperaturas diferentes, estas bactérias são inibidas (MARIA, 2015). De acordo com Batstone *et al.* (2002) existem três faixas de temperatura que podem ser associadas ao crescimento microbiano na maioria dos processos biológicos, são elas: psicrófila (entre 4 e 15 °C), mesófila (entre 20 e 40 °C) e termófila (entre 45 e 70 °C, ou mais). Temperaturas abaixo de 20 °C podem limitar a velocidade da digestão anaeróbia, sendo a faixa mesófila a mais adequada (SPEECE, 1996).

A operação de reatores anaeróbios próximos à temperatura ótima podem conduzir a uma considerável diminuição nas dimensões do reator. Porém, mudanças repentinas de temperatura podem levar a um desbalanceamento entre as bactérias acidogênicas e bactérias metanogênicas (CHERNICHARO, 1997).

3.5.2 pH, Alcalinidade e Ácidos Voláteis

Estes três fatores estão intimamente relacionados, sendo de fundamental importância para a manutenção do crescimento ótimo dos microrganismos e dos processos de conversão nos sistemas anaeróbios.

O pH é o parâmetro utilizado para controlar a acidez e a basicidade do meio. Segundo Santana (2002) o pH é um dos fatores que influencia na digestão anaeróbia, sendo que a faixa adequada para o desenvolvimento dos microrganismos varia de 6,5 a 8,2. Logo, se o meio operar em valor abaixo ou acima da faixa recomendada, haverá redução das atividades das *Arqueas* metanogênicas. A instabilidade no reator poderá acontecer se os ácidos produzidos na acidogênese não estiverem sendo removidos na metanogênese, ocasionando o chamado “azedamento” do reator, caracterizado pela elevada produção líquida de ácidos.

De acordo com Barcelos (2009) a alcalinidade tem a função de manter o pH do sistema na faixa que os microrganismos metanogênicos necessitam, já que esta tem a capacidade de neutralizar

os ácidos gerados na digestão anaeróbia e de tamponar o pH quando houver o acúmulo de ácidos voláteis. As principais fontes de alcalinidade são as proteínas que liberam amônia e o acetato que gera bicarbonato (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994).

Os ácidos voláteis são produzidos na etapa acidogênica por compostos de cadeias simples de ácidos orgânicos. Na etapa acetogênica, estes ácidos são convertidos em ácido acético, H_2 e CO_2 , e estes são regulados pelo pH e pela capacidade de tamponamento do sistema, tornando o processo estável (SOUZA, 2001).

3.5.3 Nutrientes

Para o bom desempenho dos processos biológicos, é necessário que os nutrientes sejam fornecidos em proporções adequadas. Os requisitos nutricionais mínimos podem ser estimados a partir da composição empírica das células microbianas. Em geral, os esgotos sanitários apresentam diferentes tipos de nutrientes em concentrações adequadas, já efluentes industriais podem apresentar composições mais específicas, necessitando de nutrientes adicionais.

O nitrogênio é o nutriente requerido em maior quantidade para o crescimento dos microrganismos, e a concentração de fósforo é cerca de 1/5 a 1/7 do valor estabelecido para o nitrogênio. Para os esgotos domésticos a relação DQO:N:P de 1000:5:1 é indicada para degradação de ácidos graxos voláteis (biomassa com baixa produção celular) e, 350:5:1 para a degradação de carboidratos (biomassa com alta produção celular) (LETTINGA *et al.*, *apud* CHERNICHARO, 1997). Nutrientes como enxofre, ferro, cobalto, níquel e molibdênio, também são necessários em quantidades menores.

3.5.4 Agentes Tóxicos

Qualquer composto, quando presente em concentrações elevadas, pode ser tóxico ao meio. No entanto, substâncias químicas como metais pesados e compostos organo-clorados são tóxicos, mesmo em baixas concentrações. É pouco provável a presença dessas substâncias em esgotos domésticos em concentrações inibidoras, sendo o sulfeto e o oxigênio as substâncias tóxicas que podem estar presentes, causando intensa aeração do esgoto antes da sua entrada no sistema de tratamento (LETTINGA *et al.*, 1996).

Os microrganismos podem ser afetados de diferentes formas por esses agentes, podendo ter ação bactericida, quando as bactérias não se adaptam a determinadas concentrações do componente

e morrem, ou bacteriostático, quando o desenvolvimento das mesmas é retardado, o que pode ser alterado quando elas se adaptam às condições do meio (SPEECE, 1996).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Unidade de Estudo

O conjunto de DAFAs instalados na estação de tratamento de esgotos sanitários ERQ-Sul (Figura 3) foi a estrutura física analisada neste trabalho. Localizada no bairro Santa Maria, no município de Aracaju, a estação tem como objetivo tratar e controlar adequadamente os esgotos sanitários que têm como vertente natural ou são dirigidos para a Bacia do Rio Poxim.

De acordo com a Companhia de Saneamento de Sergipe - DESO, que é responsável pelo gerenciamento da ERQ-Sul, os bairros de Atalaia, Aeroporto, Farolândia, Terra Dura, Bairro Novo e Aruana são atendidos pela estação de tratamento em razão principalmente da localização estratégica e da disponibilidade de área que possibilita ampliação da ETE.

Figura 3 - Imagem de satélite do conjunto de DAFAs instalados na ERQ-Sul.



Fonte: Google Earth, 2018.

A estação foi projetada para processar uma vazão máxima diária ($Q_{\text{máx diária}}$) de 640,60 L/s e uma carga orgânica de 13.515,23 kgDBO/dia, ambas previstas com base na contribuição de 250.282 habitantes e 54 gDBO/hab.dia, valor este estabelecido por habitante. O sistema de tratamento é híbrido (anaeróbio e aeróbio), composto por Digestores Anaeróbios de Fluxo

Ascendente - DAFAs seguidos de unidades de Lodos Ativados. A Tabela 6 mostra as principais unidades de operação instaladas na estação.

Tabela 6 - Principais unidades de operação.

Fase Líquida	Unidades
Grade Mecanizada	2
Desarenador Mecanizado	2
DAFA	4
Tanque de Aeração	2
Elevatória de Lodo Ativado	1
Decantador Secundário	2
Unidade de Desinfecção	1
Fase Sólida	Unidades
Elevatória de Descarte de Lodo	1
Adensador	2
Centrífuga	1

Fonte: Adaptada da Empresa de Engenharia de Projetos e Obras (ENPRO), 2009.

As unidades de operação da fase líquida que compõem a ETE, incluindo a desinfecção, possuem como níveis de tratamento: o preliminar onde se utilizam duas grades médias mecanizadas, instaladas em conjunto com dois desarenadores mecanizados do tipo plano; a nível secundário, o sistema utilizado é misto, com quatro unidades do reator tipo DAFA, acompanhado do sistema de lodos ativados, composto por dois tanques de aeração e dois decantadores secundários. A unidade de desinfecção é composta por dois tanques de contato, onde é aplicado o Dióxido de Cloro (ClO_2) que serve como agente desinfetante.

A associação das unidades projetadas (DAFAs + Lodos Ativados + Desinfecção) permite uma remoção de aproximadamente 95% de DBO e 90% de SS. O desempenho previsto da estação é mostrado na Tabela 7.

Tabela 7 - Previsão de desempenho da ETE.

Variáveis	Esgoto Bruto	Esgoto Tratado Final
pH	5,5 a 7	6 a 7,5
DBO ₅ (mg/L)	244	< 10
SST (mg/L)	350	< 35
SS (ml/L)	10	< 1

Fonte: Adaptada da Empresa de Engenharia de Projetos e Obras (ENPRO), 2009.

A fase sólida de tratamento corresponde ao desaguamento e destinação final do lodo retirado dos DAFAs e decantadores e é composta por uma unidade elevatória de descarte de lodo, dois adensadores e uma centrífuga.

Os DAFAs instalados na ERQ-Sul são as primeiras unidades de tratamento biológico. Por isso, estão sujeitos às mesmas condições de carregamento ($Q_{\text{máx diária}}$ e DBO) que as unidades de gradeamento e desarenação.

A vazão máxima diária afluente ao sistema foi adotada como parâmetro de projeto, procedimento este recomendado no dimensionamento de unidades com tempo de detenção hidráulico menor que 24 horas, como é o caso.

Foi adotado um TDH mínimo de 8 horas. Dessa forma, as dimensões dos DAFAs projetados podem manter velocidades internas de fluxo que evitem o arraste de sólidos nos decantadores.

Em razão da evolução das vazões de contribuição e observando as características da área de implantação, foram dispostas 4 unidades, cada uma composta por dois módulos. A Tabela 8 apresenta as características adotadas no dimensionamento dos DAFAs.

Tabela 8 - Dimensões e Características dos DAFAs da ERQ-Sul.

Variáveis	Unidades	Valores Adotados
Nº de unidades	und	4
Comprimento	m	32,50
Largura	m	16,00
Profundidade útil	m	4,50
Área útil	m ²	520,00
Volume útil	m ³	2.340,00
Tempo de permanência	h	8,12

Fonte: Adaptada da Empresa de Engenharia de Projetos e Obras (ENPRO), 2009.

Considerando as dimensões e arranjos do sistema de tratamento proposto e as condições climáticas favoráveis, foi admitida uma remoção de DQO da ordem de 83% para o tempo de permanência de 8,0 h. Garantindo, em qualquer tempo, pelo menos 80% de remoção de DBO.

A Tabela 9 retrata os parâmetros recomendáveis em literatura para dimensionamento dos dispositivos dos DAFAs, comparados com os parâmetros adotados no projeto.

Tabela 9 - Parâmetros recomendáveis em literatura e adotados no dimensionamento dos DAFAs.

Variáveis	Unidades	Parâmetros Recomendados	Valores Adotados
Carga orgânica;	kg de DBO _{total} /kg de bactéria/dia	≤ 0,20	0,10
Microrganismos no manto de lodo;	kg/m ³ de lodo	≤ 50	40
Altura de entrada;	m	0,60	0,60
Altura de manto de lodo;	m	≥ 0,80	0,80
Altura da zona de transição;	m	≥ 0,50	0,50
Altura do Decantador;	m	≥ 1,50	2,60
Vel. Ascensional máxima no manto de lodo;	m ³ /m ² .h	≤ 2,00	0,80
Vel. Superficial no decantador;	m ³ /m ² .h	≤ 1,50	1,16
Vel. na abertura inferior do decantador;	m ³ /m ² .h	≤ 5,00	4,92
Vazão máxima do efluente por metro de vertedor;	L/s.m	≤ 3,00	0,41
Inclinação das paredes do decantador;	-	≥ 50°	50°
Número de pontos de entrada;	pontos por m ²	1 a 4	2,89
Tempo de residência nos decantadores;	h	≥ 1,50	1,67
Abertura inferior do decantador;	m	≥ 0,10	0,30
Altura livre acima do NA;	m	≥ 0,50	0,50
Trespasse entre o defletor de gases e a abertura inferior do decantador.	m	≥ 0,10	0,15

Fonte: Adaptada da Empresa de Engenharia de Projetos e Obras (ENPRO), 2009.

Os principais dispositivos e arranjos que compõem os DAFAs são:

a. Dispositivos de Entrada e Distribuição

Os dispositivos de entrada e distribuição são essencialmente compostos por caixas partidoras de vazão, tubulações de distribuição e tubos de descarga até o fundo dos DAFAs.

A Estação Elevatória recalca o esgoto desarenado até uma estrutura central de divisão de fluxo e *by pass*, em concreto armado, que alimenta os 4 DAFAs. A partir desse ponto, o esgoto é distribuído em linhas independentes de ferro fundido (FºFº) com 500 mm de diâmetro até 2 caixas divisoras de fluxo em fibra de vidro, dotadas de 8 vertedores retangulares, que dividem e dirigem o fluxo para cada conjunto formado por 2 DAFAs (4 módulos).

Os dispositivos têm por finalidade distribuir uniformemente o esgoto pré-tratado no fundo de cada digestor. Os tubos de alimentação das entradas de fundo são ventilados, com o intuito de evitar a interrupção do escoamento pelo seu enchimento com bolhas de ar.

b. Estrutura de Separação de Fases

O separador de fases permite a ascensão do biogás para fora da fase líquida e cria uma zona tranquila para a sedimentação e retorno subsequente de sólidos em suspensão carregados pelo líquido. É construído de placas de material não corrosivo (poliéster reforçado com fibra de vidro) com uma inclinação de 50° ao fundo e possui uma altura de 2,60 m.

O biogás formado se desprende da fase líquida por três espaços que separam as câmaras de decantação. São coletados por duas longas vigas coletoras e, a partir daí, ventilados, prevendo-se na etapa final a possibilidade de sua utilização.

c. Estrutura de Coleta do Efluente

O dispositivo tem como objetivo retirar uniformemente o efluente da parte superior do DAFA. Em cada reator foram previstas 6 calhas de descarga com uma vazão máxima do efluente por metro de vertedor de 0,41 L/s.m (< que 3 L/s.m recomendada) que totalizam um comprimento de 195,00 m.

Essas saídas de efluentes são projetadas para evitar a descarga de sólidos flutuantes da camada de lodo que se formará e renovará na superfície.

As 6 calhas coletoras laterais em concreto descarregam em uma calha central também de concreto que reúne o efluente de cada DAFA, encaminhando-os às tubulações que alimentam os tanques de aeração.

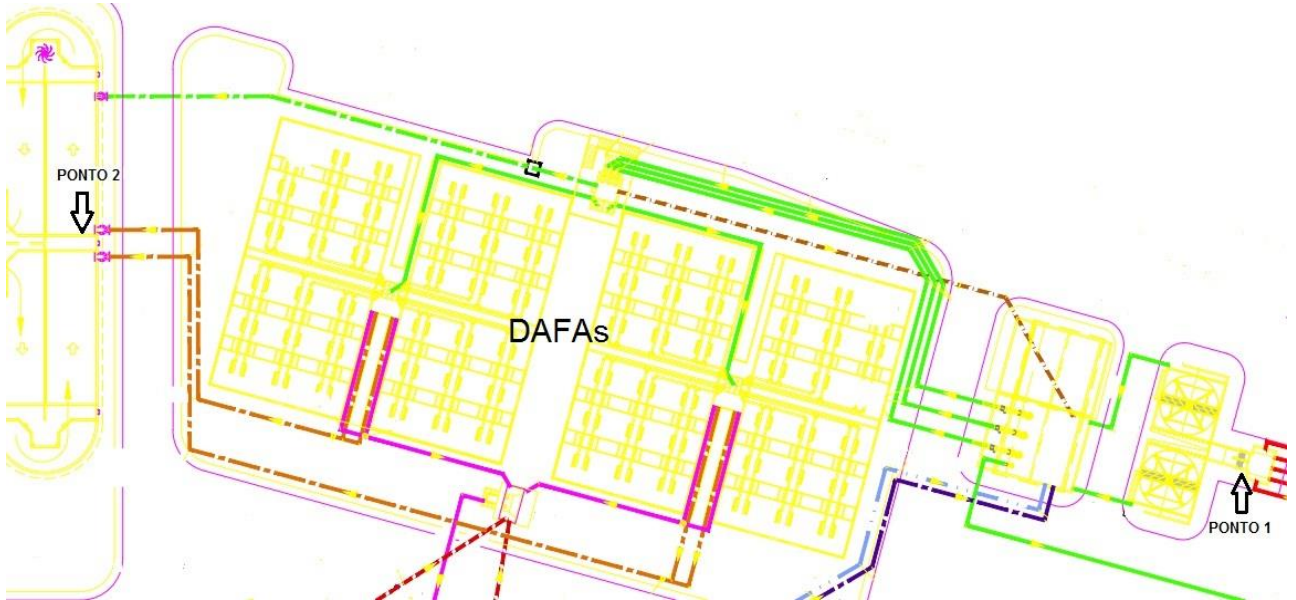
d. Descarga de Lodo

Considerando que o pré-tratamento removerá os sólidos inertes grosseiros, a produção de lodo no DAFA se dará pelo crescimento de bactérias anaeróbias. Sendo assim, a descarga torna-se necessária quando o digestor estiver repleto de lodo, isto é, quando começam a aparecer sólidos sedimentáveis no efluente numa quantidade superior a 5 mL/L.

Os dispositivos são constituídos por tubulações e válvulas de gaveta motorizadas (8 para cada DAFA) que permitem a descarga do lodo estabilizado do fundo até o lado externo de cada DAFA. O lodo é então reunido e conduzido por bombeamento até os adensadores integrantes da fase sólida de tratamento.

A Figura 4 mostra parte da planta de localização da ERQ-Sul, onde é possível verificar as unidades de tratamento preliminar e os DAFAs, podendo também ser visualizada a localização dos pontos 1 e 2 de coleta das amostras.

Figura 4 - Recorte da planta de localização da ERQ-Sul, contendo as unidades de tratamento preliminar, DAFAs e os pontos de coleta.



Fonte: Adaptada da Empresa de Engenharia de Projetos e Obras (ENPRO), 2009.

4.2 Pontos de Amostragem

Para a realização do trabalho foram selecionados dois pontos de coletas de amostras os mais próximos possíveis da entrada (afluente) e saída (efluente) do esgoto nos DAFAs. O ponto de coleta 1 (Figura 5) está localizado junto ao sistema de gradeamento mecanizado e foi escolhido para a avaliação do esgoto que chega aos reatores, servindo de ponto inicial para a avaliação da eficiência.

Figura 5 - Gradeamento mecanizado e ponto de coleta 1.



Fonte: A autora (2019).

A Figura 6 mostra o ponto de coleta 2, localizado na entrada dos tanques de aeração e foi escolhido por ser o local mais próximo à saída dos DAFAs e viável para a realização da coleta. A amostra foi retirada bem próxima a tubulação e no sentido contrário ao fluxo do efluente, e foi utilizada para a avaliação da qualidade do esgoto tratado que sai dos reatores, servindo de parâmetro final para a avaliação da eficiência do sistema de tratamento.

Vale ressaltar que a amostra coletada no ponto 2 representa o efluente tratado no conjunto de DAFAs mais próximo aos tanques de aeração. Desta forma, foi assumido que os resultados das análises desse ponto retratam a capacidade de tratabilidade dos 4 DAFAs da estação, pois todos foram dimensionados igualmente e são expostos às mesmas condições de trabalho.

Figura 6 - Entrada do efluente nos tanques de aeração e ponto de coleta 2.



Fonte: a autora (2009).

4.3 Técnicas de Amostragem

Todos os materiais empregados na determinação dos parâmetros físico-químicos foram previamente lavados com ácido clorídrico (HCl) 10%, água corrente, detergente comercial, escova e enxaguados.

As amostras foram recolhidas com o auxílio de um coletor com haste removível, específico para a realização da atividade e transferidas diretamente para bombonas de polietileno com capacidade para 5 litros. As coletas foram realizadas por pelo menos duas pessoas, sendo uma responsável pela coleta e outra pela manipulação dos materiais destinados a receber a amostra. Os frascos contendo as amostras eram lavados e armazenados em caixa térmica com gelo para minimizar a atividade biológica durante o trabalho de campo que durava cerca de 30 minutos. No momento da coleta foram analisados pH e temperatura das amostras com o medidor portátil HQ40d da HACH.

O programa de monitoramento do esgoto afluente e efluente dos reatores teve início no dia 16 de janeiro de 2019 e término no dia 13 de março do mesmo ano. Ao total foram realizadas oito

coletas, onde as sete primeiras foram feitas no intervalo de uma semana entre elas, ou seja, em cada semana obteve-se uma coleta, e a oitava (e última) foi realizada quinze dias após a sétima. Em campo eram feitas anotações, que podem ser visualizadas no Apêndice B (Quadro 4) com dados como: data e horário de coleta, aspecto da amostra (cor e turbidez), odor, refrigeração da amostra e chuvas ocorridas no período de coleta (últimas 24h).

As amostragens dos dois pontos ocorreram no mesmo dia variando nos períodos da manhã ou tarde dependendo da disponibilidade do por parte da empresa gerenciadora da ETE e tendo duração total de 1 hora.

4.4 Metodologias de Análises

O programa de monitoramento do esgoto afluente ao reator e do seu efluente incluiu as análises físico-químicas das seguintes variáveis: Demanda Química de Oxigênio, Demanda Bioquímica de Oxigênio, Sólidos Sedimentáveis, Sólidos Suspensos Totais, temperatura, pH e alcalinidade.

Para a avaliação da eficiência de remoção da matéria orgânica (DQO e DBO₅) e sólidos (SS e SST) do sistema de tratamento, foi utilizada a equação (12) (CHERNICARO, 2016):

$$E (\%) = \frac{Afl - Efl}{Afl} \times 100 \quad (12)$$

Onde:

E = eficiência do tratamento (%);

Afl = valor da variável afluente;

Efl = valor da variável efluente.

Para o controle operacional do sistema, as variáveis avaliadas foram: temperatura, pH e alcalinidade. Os valores obtidos no período de monitoramento foram comparados com os valores originalmente assumidos em projeto e em literatura, possibilitando uma revisão ou adaptação das estratégias operacionais previstas inicialmente para os digestores (CHERNICARO, 2016).

No Quadro 3, estão descritas as variáveis analisadas e os métodos de ensaios utilizados pelo Laboratório de Análises de Águas Residuárias - LAAR pertencente à Gerência de Controle e

Vigilância de Qualidade - GCVQ da DESO. Com exceção da análise de sólidos sedimentáveis, que utilizou a metodologia descrita pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT - NBR), os outros parâmetros foram determinados conforme *Standard Methods for the Examination of water and wastewater* (SMEWW, 2012), seguindo o Padrão Operacional do laboratório.

Quadro 3 - Variáveis e métodos utilizados.

Variáveis	Unidades	Métodos
DQO	mg/L	SMEWW, 2012, 5220 D
DBO₅	mg/L	SMEWW, 2012, 5210 D
Sólidos Sedimentáveis - SS	ml/L	Cone de Imhoff (ABNT NBR 10561/1998)
Sólidos Suspensos Totais - SST	mg/L	SMEWW, 2012, 2540 D
Temperatura	°C	Método eletrométrico (Medidor Portátil HACH HQ40d - leitura direta)
pH	-	
Alcalinidade	mg/L	Método volumétrico

Fonte: Adaptado do Padrão Operacional do LAAR, 2018.

4.4.1 Demanda Química de Oxigênio

Representa a quantidade de oxigênio necessária para oxidar, através de reação química, o material orgânico e inorgânico, particulado ou dissolvido, com dicromato de potássio, em meio de ácido sulfúrico a quente (SMEWW, 5220 D).

Após a digestão, o ácido crômico consumido é determinado por via fotométrica direta, dispensando maiores cuidados. O resultado é expresso em mg/L de O₂ que seria gasto para oxidar a matéria orgânica presente na amostra.

4.4.2 Demanda Bioquímica de Oxigênio

Avalia a quantidade de oxigênio dissolvido (OD) em mg/L de O₂, que será consumida pelos organismos aeróbios ao degradarem a matéria orgânica no período de 5 dias.

A medição da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅) foi realizada conforme o SMEWW, método 5210 D e com o auxílio do aparelho de manometria (modelo BODTrak II), composto por 6 garrafas de 492 mL, tipo âmbar, para 6 amostras com dispositivos respirométricos com mangas de borracha e plataforma de agitação magnética automática. Sua leitura é feita no display digital frontal com 6 dígitos e programa de medição para 5, 7 e 10 dias de teste, que pode

ser ajustado pelo usuário. A faixa de medição da DBO varia de 0 a 700 mg/L de O₂ (0-35, 0-70, 0-350 e 0-700).

4.4.3 Sólidos Sedimentáveis

Tem como princípio a sedimentação das partículas em suspensão pela ação da gravidade, a partir de 1 (um) litro da amostra em repouso, por uma hora em cone de Imhoff.

Após a homogeneização da amostra, é transferida uma alíquota de 1 L para o cone de Imhoff, onde ela permanece por 45 minutos para decantar. Terminado o tempo, é passado um bastão de vidro junto à parede interna do cone, para que os sólidos aderidos a ela sedimentem. A amostra permanece em repouso por mais 15 minutos, totalizando 1 hora e então é efetuada a leitura do sedimentado pela escala graduada do equipamento (mL/L).

4.4.4 Sólidos Suspensos Totais

A análise gravimétrica baseia-se na obtenção de resultados por meio da diferença de peso antes e após o processo de filtração da amostra bruta, propiciando a retenção de partículas de diâmetro maior ou igual a 1,2 µm.

Inicialmente é realizada a preparação do cadinho com a membrana de fibra de vidro, colocando-o na estufa por 1 hora a aproximadamente 103-105 °C. Em seguida, ele é disposto no dessecador por cerca de 30 minutos, pesado em balança analítica para obter o P0 e retorna ao dessecador até o instante da análise.

A filtração é realizada no cadinho, através do sistema para filtração a vácuo onde 50 mL da amostra já homogeneizada é filtrada e segue em estufa durante 1 hora a 103-105 °C, sendo sempre manuseado com o auxílio de pinças para que não interfira no peso. Posteriormente, o cadinho é levado para o dessecador para resfriar por cerca de 30 minutos e depois é pesado novamente para obter o P1. O valor dos sólidos suspensos totais pode ser calculado pela equação (13):

$$SST = \frac{(P1 - P0) \times 10^6}{V} \quad (13)$$

Onde:

V = volume da amostra em mL;

P1= cadinho com amostra após secagem (g);

P0 = tara do cadinho (g).

4.4.5 Temperatura e pH

Ambas variáveis foram analisadas e estimadas diretamente em campo com a utilização do medidor portátil HQ40d da marca HACH.

Com a sonda conectada ao medidor, o reconhecimento do parâmetro acontece automaticamente com a introdução direta do eletrodo no esgoto a ser analisado e o aparelho está pronto para uso. Todo método padrão de cada parâmetro segue as técnicas de medição recomendadas pela USEPA (HACH, 2006).

4.4.6 Alcalinidade

A alcalinidade da água é representada pela presença de sais que contém hidróxidos (OH^-), carbonatos (CO_3^{2-}) e bicarbonatos (HCO_3^-), podendo ser definida por volumetria e expressa em mg/L.

Essa variável foi determinada com o auxílio do titulador automático da TritoLine, modelo 5000, onde 50 mL da amostra foi titulada até obter um pH final de 4,5. O cálculo da alcalinidade se dá através da equação (14) disponibilizada pelo fabricante do equipamento visualizada a seguir:

$$\text{CaCO}_3 \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) = V_{\text{H}_2\text{SO}_4} \times 20 \times f \quad (14)$$

Onde:

$V_{\text{H}_2\text{SO}_4}$ = volume da solução de ácido sulfúrico (mL) gasto na titulação até o pH de 4,5;

$f = 0,9976$ (fator de correção da solução de H_2SO_4).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste tópico serão apresentadas e discutidas as características analisadas das amostras do afluente e efluente dos DAFAs durante o período de monitoramento. Salienta-se que a composição dos materiais coletados, bem como suas concentrações é função de inúmeros fatores, tais como: horário de realização da coleta, índice de chuvas ou estiagens, ligações clandestinas de esgotos industriais à rede coletora e os próprios pontos de amostragem. Outro fator relevante e que pode vir a alterar a operação do sistema é a digestão anaeróbia, onde características como temperatura, TDH, presença de compostos tóxicos, velocidade ascensional do fluxo e pH inadequado do afluente bem como possíveis falhas mecânicas podem influenciar a eficiência do processo de tratamento biológico (CHERNICHARO, 2016). Esses quesitos afetam diretamente o desempenho do sistema e são causas fundamentais de oscilações nos valores dos padrões físico-químicos de análise.

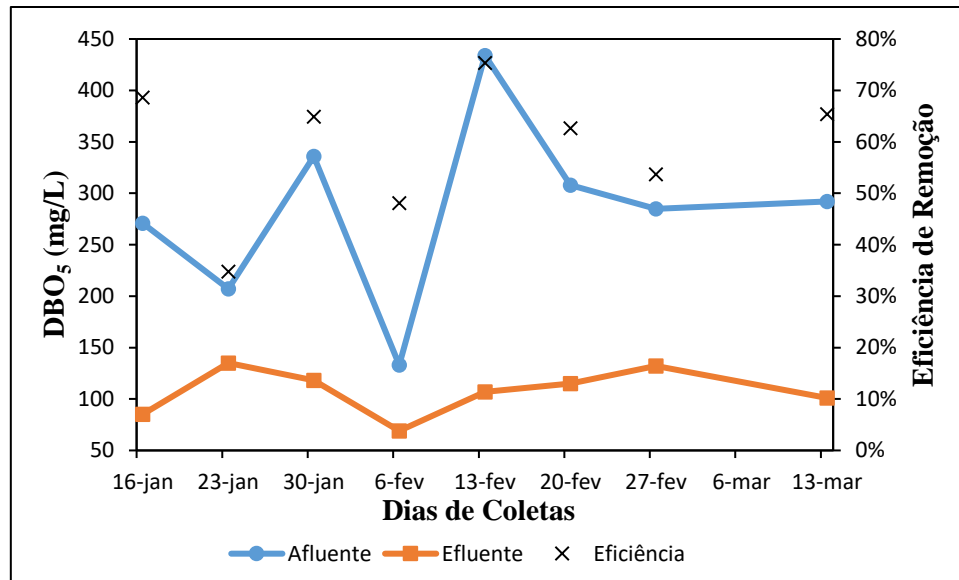
Como citados no objetivo do trabalho, as variáveis fundamentais e relevantes para a realização das análises e determinação de eficiência do tratamento foram retiradas da literatura e do memorial descritivo que consta no projeto da estação.

Os valores obtidos de cada coleta estão presentes no Apêndice A (Tabela 11), e servem de base para as avaliações dos parâmetros físico-químicos abordados. Nele estão presentes os valores das oito coletas, tanto do esgoto afluente como do esgoto efluente dos DAFAs, realizadas nos meses de janeiro, fevereiro e março. A seguir são expostos os resultados e discussões por variável analisada.

5.1 Demanda Bioquímica de Oxigênio

Os valores de DBO₅ obtidos no período de monitoramento, do esgoto afluente e efluente dos DAFAs, bem como suas respectivas eficiências de remoção, podem ser visualizados na Figura 7.

Figura 7 - Variação dos valores da DBO₅ do esgoto afluyente e efluente dos DAFAs ao longo do monitoramento e suas respectivas eficiências de remoção.



Conforme a caracterização físico-química dos esgotos domésticos brutos mostrada na Tabela 1, a concentração média de DBO₅ do afluyente analisado é de 283,25 mg/L, onde a mesma encontra-se na faixa de 250 - 400 mg/L estabelecida por Von Sperling (2005). Constatou-se ainda que este esgoto é classificado como esgoto médio, cuja condição é variar entre valores de DBO₅ de 220 a 400 mg/L (METCALF & EDDY, 1991).

Quando analisada a concentração média de DBO₅ no efluente de 107,75 mg/L, percebeu-se que o mesmo apresenta valor superior ao definido, que é de 70 a 100 mg/L conforme mostrado na Tabela 5. As únicas amostras que tiveram valores abaixo do limite especificado foram as dos dias 16 de janeiro e 6 de fevereiro, com concentrações de 85 e 69 mg/L, respectivamente. Vale ressaltar que as amostras do dia 6 de fevereiro apresentaram as concentrações mais baixas de DBO₅, tanto para a coletada a montante (133 mg/L) quanto para a coletada a jusante (69 mg/L) dos digestores, podendo atribuí-las a presença de chuvas e consequente aumento da vazão, e portanto diluição do efluente, o que justifica as baixas concentrações.

Pode-se observar que a eficiência média de remoção obtida de 59% foi inferior a faixa de 60 a 70% determinada por Von Sperling (2005) na Tabela 5. No que tange a eficiência global da estação prevista no projeto da ERQ-Sul, esta deveria ser de 95%, e superior a 80% para o processo de tratamento utilizado na estação (Digestores Anaeróbios + Lodos Ativados), como mostrado no

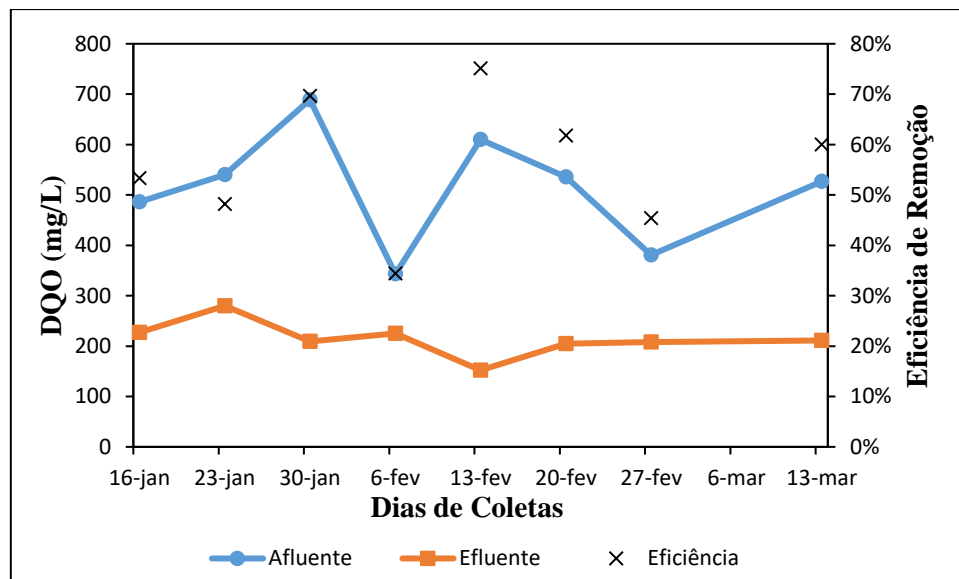
estudo da ANA em 2017 (Tabela 4). Todavia, ressalta-se que no estudo está se considerando apenas a eficiência do reator anaeróbio, o que caracteriza uma eficiência média inferior quando comparado a eficiência da ETE como um todo

Nesta circunstância é importante ressaltar que o desempenho do sistema não alcançou nenhum dos valores estabelecidos em literatura e em projeto. Quando a eficiência do sistema é reduzida, alguns fatores podem influenciar diretamente na remoção de DBO₅, tais como a presença de zonas inativas no leito de lodo, carga hidráulica excessiva, coleta do efluente não uniforme e distribuição desigual do afluente, bem como caminhos preferenciais no interior dos digestores (CHERNICHARO, 2016). Outro fator relevante e que deve ser observado é a presença de material tóxico, que compromete processos bioquímicos, ou um dos casos mais prováveis, perda de lodo e controle ineficiente da idade deste (SILVA *et al.*, 2005).

5.2 Demanda Química de Oxigênio

As concentrações encontradas de DQO, do esgoto afluente e efluente dos DAFAs no período de estudo e suas respectivas eficiências de remoção, são vistas na Figura 8.

Figura 8 - Variação dos valores da DQO do esgoto afluente e efluente dos DAFAs ao longo do monitoramento e suas respectivas eficiências de remoção.



Nota-se uma semelhança com os resultados da demanda bioquímica de oxigênio (Figura 7) apresentados anteriormente, com destaque para a oscilação das concentrações de DQO no esgoto afluyente aos digestores. Os valores mais elevados foram encontrados nos dias 30 de janeiro e 13 de fevereiro, com 689 e 610 mg/L respectivamente, bem como os valores encontrados na DBO₅. A média do esgoto afluyente no período analisado foi de 514 mg/L com desvio padrão de $\pm 112,68$.

Comparando com os padrões mostrados na Tabela 1, o esgoto bruto se mostrou dentro dos padrões de concentração de DQO na entrada do sistema que varia de 450 a 800 mg/L. Já o valor médio do efluente apresentou concentração de 214,63 mg/L e desvio padrão de $\pm 35,13$, estando dentro da faixa típica de tratamento, apresentada na Tabela 5, delimitada entre valores de 180 a 270 mg/L. A única amostra que apresentou um resultado acima do estabelecido em literatura, foi a do dia 23 de janeiro, que registrou um valor de 280 mg/L.

Von Sperling (2005) atribuiu aos DAFAs uma faixa de remoção de DQO que normalmente gira em torno de 55 a 70%. No caso dos digestores analisados, a eficiência encontrada foi de 56%, estando dentro da faixa apresentada pelo autor. Em relação ao desempenho da estação como um todo, o projeto previu uma eficiência de 83% para esta variável, comprovando que o sistema removeu boa parte do esperado.

Segundo Chernicaró (2007), elevadas quantidades de DQO apresentadas no sistema anaeróbio pode estar relacionada a elevadas concentrações de materiais particulados (SST), que influenciam negativamente na eficiência destes reatores, podendo levar à formação de lodo não microbiano.

De modo geral, analisando individualmente os valores de DQO apresentados no trabalho, verifica-se uma eficiência aceitável no processo, se comparado com a literatura e com o projeto da estação.

Variáveis como DQO e DBO₅ são essenciais em estudos de caracterização de esgotos sanitários e tornam-se indispensáveis quando analisadas em conjunto, possibilitando a observação da biodegradabilidade do efluente (CETESB, 2014).

De acordo com Metcalf & Eddy (2016), a relação adimensional DBO₅/DQO funciona como um indicativo de biodegradabilidade do esgoto bruto. Esgotos domésticos apresentam uma relação na faixa de 0,3 a 0,8, onde valores acima de 0,5 indica um esgoto facilmente tratável biologicamente e, portanto facilmente biodegradável, enquanto que valores situados entre 0,3 ou abaixo indicam esgoto possivelmente contaminado com elementos tóxicos ou componentes de

baixa biodegradabilidade e aponta a necessidade de tratamentos físico-químicos adicionais. Dessa forma, além de analisar o grau de biodegradabilidade do esgoto, essa relação DBO_5/DQO também aponta o melhor tratamento a ser empregado.

Na Tabela 10, podemos observar a relação DBO_5/DQO das amostras de esgoto afluentes aos DAFAs. A média obtida foi de 0,55 evidenciando que o esgoto bruto apresenta um elevado fator de biodegradabilidade, que favorece a realização do tratamento biológico empregado.

Tabela 10 - Relação DBO_5/DQO para o esgoto bruto.

Data	DBO_5/DQO
16/01	0,56
23/01	0,38
30/01	0,49
06/02	0,39
13/02	0,71
20/02	0,57
27/02	0,75
13/03	0,55
Média	0,55

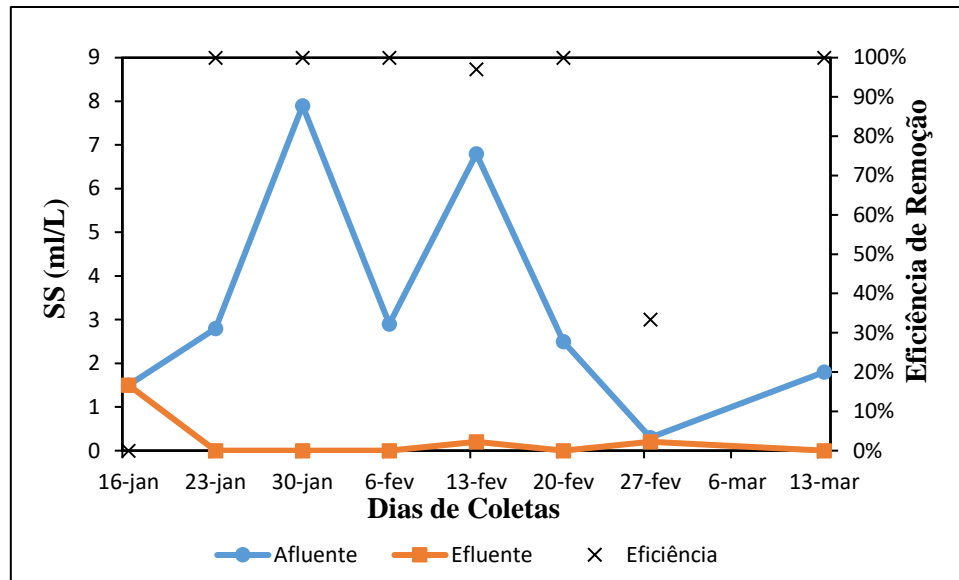
Fonte: A autora (2019).

Também pode-se observar que a relação DBO_5/DQO obteve os menores valores nos dias 23 de janeiro e 6 de fevereiro com 0,38 e 0,39 respectivamente, em concordância com os valores de DQO e DBO_5 apresentados no afluente. Comprovando assim, que quanto menor a concentração de material orgânico presente no efluente, menor a eficiência de remoção do sistema.

5.3 Sólidos Sedimentáveis

A Figura 9 representa os valores médios de concentração de SS apresentados ao longo das coletas do efluente a montante e jusante dos DAFAs e suas respectivas eficiências de remoção.

Figura 9 - Variação dos valores de SS do esgoto afluyente e efluente dos DAFAs ao longo do monitoramento e suas respectivas eficiências de remoção.



Para essa variável de sólidos sedimentáveis, o projeto da estação determinou um valor de até 1 mL/L para o efluente final tratado, em concordância com o que é apresentado em literatura (Tabela 5) e previu um desempenho de remoção de 90%. Pode-se observar o atendimento à legislação, já que na maioria das amostras as concentrações finais não apresentaram valores significantes, exceto na primeira coleta, que apresentou um resultado de 1,5 mL/L.

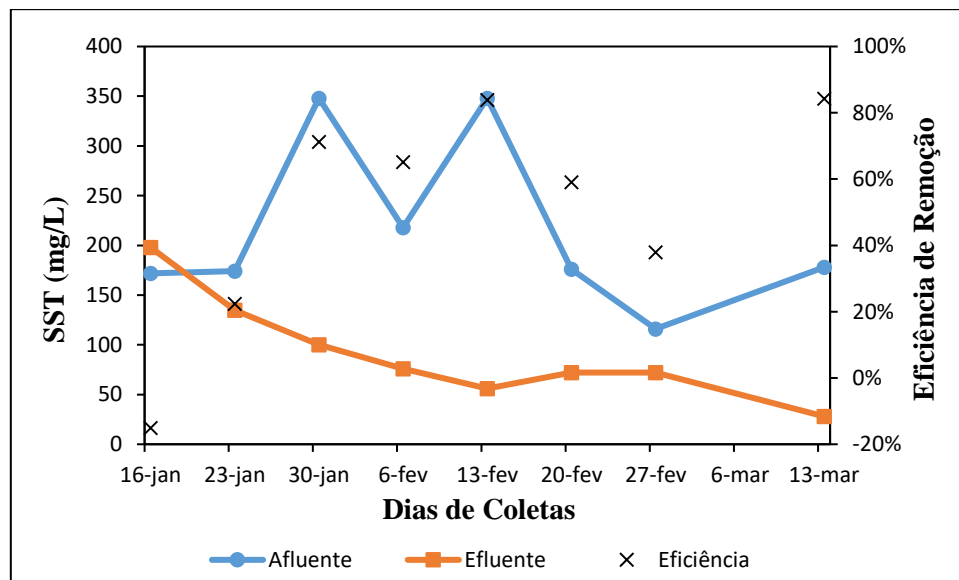
Em relação a eficiência de remoção do sistema, a grande maioria apresentou resultados favoráveis, mas nos dias 16 de janeiro e 27 de fevereiro os valores foram de 0,0 e 33,33%, respectivamente, bem inferiores ao estabelecido, ocasionando uma diminuição considerável da média que foi de 79%. No entanto, é importante lembrar que o desempenho estabelecido em projeto foi o da estação como um todo e não apenas dos DAFAs, o que não permite fazer uma análise consistente em relação a esse critério.

Com base no que foi descrito em projeto, um importante fator que delimita a eficiência da sedimentação é a manutenção da descarga do lodo, pois valores acima de 5 mL/L indicam excesso deste no sistema. Essa manutenção é importante para que a biomassa em suspensão não venha afetar diretamente os resultados de SS.

5.4 Sólidos Suspensos Totais

Os resultados obtidos de SST, do esgoto afluyente e efluente dos digestores, podem ser visualizados na Figura 10. É possível verificar que as concentrações do esgoto tratado para esta variável não atenderam o desempenho previsto no projeto da estação, com exceção da última coleta, realizada no dia 13 de março que teve um resultado de 28 mg/L. Entretanto, não podemos fazer nenhuma conclusão baseada no valor estabelecido de até 35mg/L para sólidos suspensos totais, pois os DAFAs compreendem apenas a parte do tratamento anaeróbio da estação.

Figura 10 - Variação dos valores de SST do esgoto afluyente e efluente dos DAFAs ao longo do monitoramento e suas respectivas eficiências de remoção.



Ao comparar as concentrações médias do efluente definidas em literatura (Tabela 5) para SST, que varia de 60 a 100 mg/L, observa-se que a maioria das amostras apresentam concentrações dentro dos limites apresentados para esse sistema, exceto as das coletas realizadas nos dias 16 e 23 de janeiro, que tiveram como resultado 198 e 135mg/L, respectivamente.

Com relação a eficiência do tratamento, metade das amostras obtiveram resultados superiores a 65%, que é o valor mínimo estipulado na Tabela 5. Porém, o valor médio de eficiência de 51% na saída dos DAFAs não está de acordo com a faixa de concentração típica do tratamento, observa-se ainda que este valor está bem abaixo do desempenho típico para esse tipo de sistema.

A amostra do dia 16 de janeiro apresentou um valor a montante dos DAFAs menor do que na saída, o que ocasionou uma eficiência negativa. Isso pode ser explicado pelo fato de a coleta ter sido realizada num intervalo de alguns minutos (± 30), tanto para montante quanto para jusante. Este tipo de coleta não representa de forma direta essa relação de eficiência, pois como o TDH dos digestores é de oito horas (considerado em projeto), o efluente que entrou no digestor biológico no dia da coleta levará esse tempo para representar de fato seu valor final.

Acredita-se que o não atendimento aos padrões observados em algumas amostras, seja causado por condições inadequadas de tratamento, como TDH mínimo nos digestores e elevadas velocidades ascensionais, a qual está ligada diretamente a sobrecargas hidráulicas (GONÇALVES *et al.*, 2001). Segundo Campos *et al.*, (1999) as oscilações no reator e valores elevados de vazão resultam em valores ainda elevados de SST no efluente final, mostrando que para uma eficiente remoção é necessário um ajustamento destes parâmetros de processo.

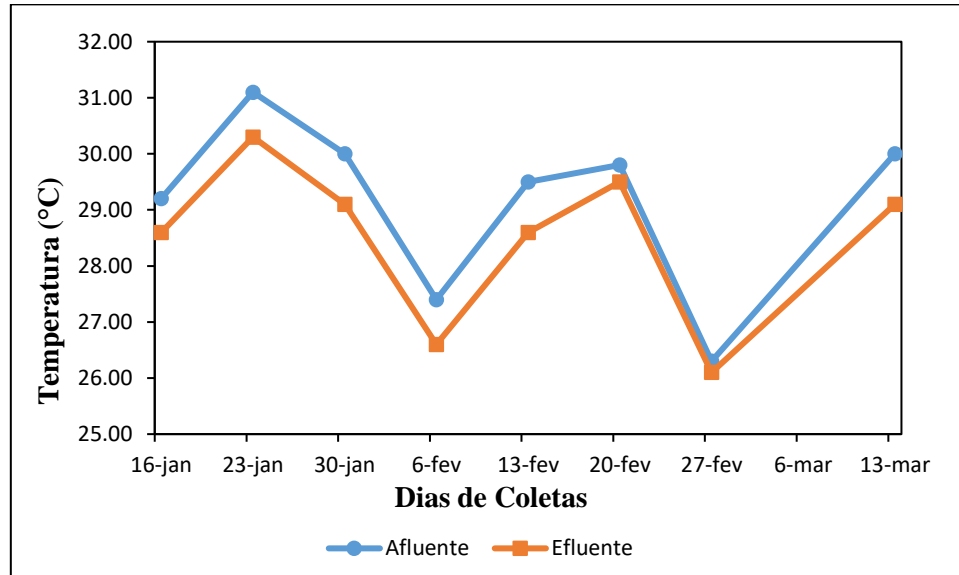
De maneira geral pode-se observar que as concentrações de SST no efluente tratado foram relativamente menores quando comparados com o esgoto bruto, no entanto, o tratamento não apresentou uma boa eficiência de remoção. Vale destacar que as coletas realizadas na entrada e saída dos DAFAs não são suficientes para se obter o perfil de sólidos no seu interior, tornando-se necessário análises em vários pontos, ao longo da altura do leito e da manta de lodo (CHERNICHARO, 2016).

5.5 Temperatura

Na Figura 11 os resultados obtidos demonstraram valores de temperatura superiores do esgoto afluente em relação ao efluente dos digestores. Considerando as médias, verificam-se valores de 29,16 °C e desvio padrão de $\pm 1,56$ do esgoto bruto e 28,49 °C e desvio padrão de $\pm 1,43$ do esgoto tratado.

Os valores encontrados não são relacionados a eventuais instabilidades operacionais ao tratamento biológico. Conforme já citado, temperaturas entre 20 e aproximadamente 40 °C (faixa mesófila) não interferem no crescimento microbiano, não acarretando problemas na digestão anaeróbia e consequentemente na eficiência do processo. O projeto dos DAFAs não apresentou nenhuma faixa de temperatura ótima para o funcionamento do sistema, portanto foram assumidos os valores da literatura.

Figura 11 - Variação dos valores da temperatura do esgoto afluyente e efluente dos DAFA's ao longo do monitoramento.



Verifica-se ainda a variação da temperatura nas amostras do afluyente e efluente, com valores máximos de 31,1°C e 30,3°C respectivamente, medidos no dia 23 de janeiro de 2019, e valores mínimos de 26,3°C (afluyente) e 26,1°C (efluente), medidos em 27 de fevereiro de 2019.

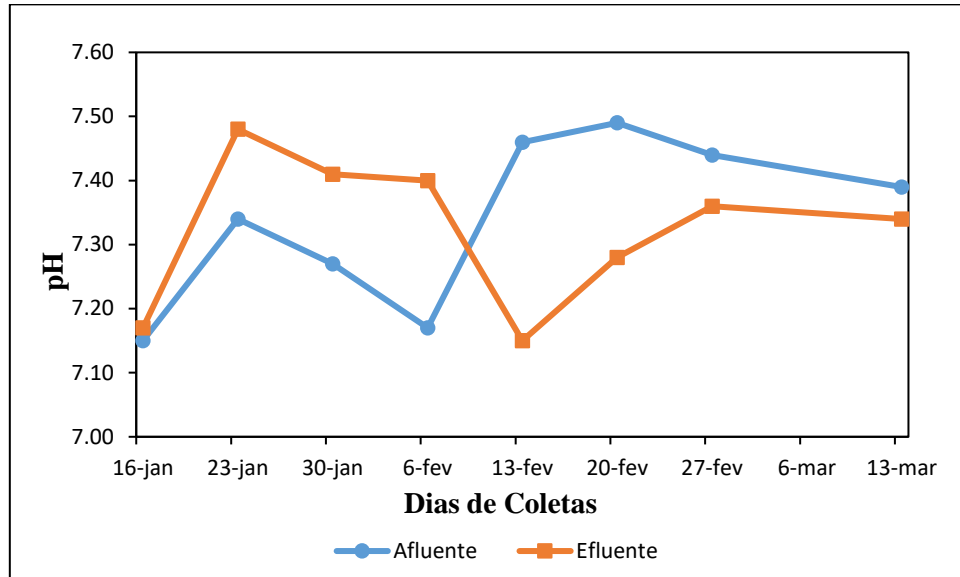
Nota-se também que a mesma não apresentou oscilações significativas de temperatura no período de estudo, o que é bom, visto que o processo é muito sensível a essas mudanças e precisa ser estável.

5.6 pH

Os valores de pH obtidos nas coletas como representados na Figura 12, mostram oscilações no afluyente de 7,15 a 7,49 e no efluente de 7,15 a 7,48 dos DAFA's, evidenciando que os resultados se mantiveram praticamente constantes no período de monitoramento.

De acordo com Santana (2002), a faixa de pH adequada para o desenvolvimento dos microrganismos varia de 6,5 a 8,2, já no projeto da estação o efluente tratado final deve apresentar valores de pH entre 6 e 7,5, comprovando estarem dentro dos limites estabelecidos em ambas as faixas.

Figura 12 - Variação dos valores do pH do esgoto afluyente e efluente dos DAFAs ao longo do monitoramento.



Valores de pH inferiores a 6,0 e superiores a 8,3 devem ser evitados, já que podem inibir a ação dos microrganismos, afetando a acidez e basicidade do processo, e assim, comprometer a estabilidade do meio (CHERNICHARO, 2016).

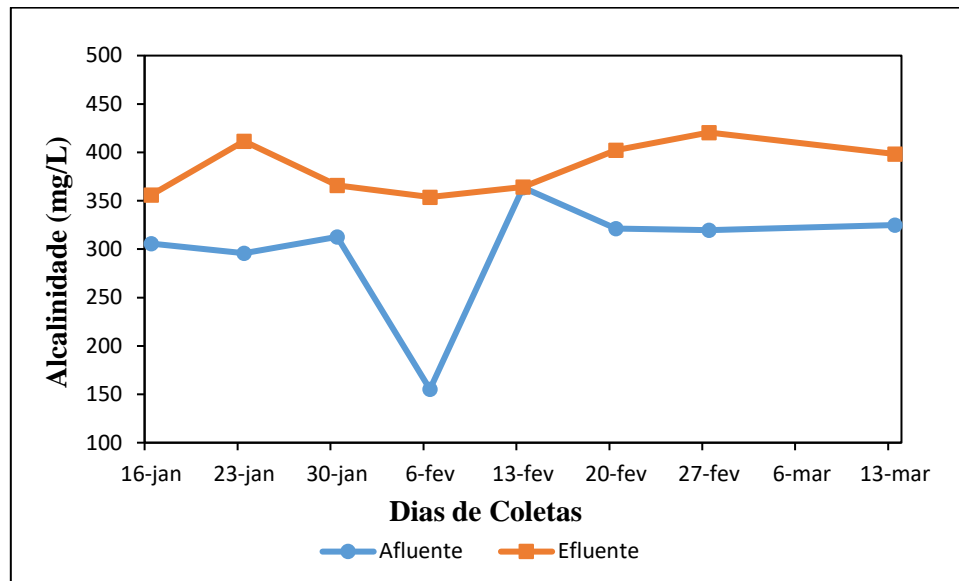
Segundo Campos *et al.*, (1999), em reatores anaeróbios de alta taxa, como os analisados no trabalho, o tratamento de esgotos dificilmente exigirá cuidados especiais com relação a manutenção do pH na faixa de 6,5 a 7,5.

Salienta-se que através dos resultados obtidos tanto do afluyente quanto do efluente dos digestores, não há como relacionar diretamente a desestabilização do sistema, e nem a diminuição da eficiência do tratamento neste período.

5.7 Alcalinidade

Referente à análise dos valores da alcalinidade apresentados na Figura 13, verifica-se que a alcalinidade do efluente variou na faixa de 353,83 a 420,53 mg/L, valores estes, superiores à faixa de alcalinidade do afluyente, que variou de 155,17 a 363,62 mg/L. O aumento da alcalinidade é característica do processo de digestão anaeróbia em condições normais, pois a geração da alcalinidade ocorre devido a remoção de ácidos voláteis e a amonificação do sistema.

Figura 13 - Variação dos valores da alcalinidade total do esgoto afluente e efluente dos DAFA's ao longo do monitoramento.



No que diz respeito a operação do sistema, é importante manter os níveis de alcalinidade elevados nos digestores, caso ela tenha sido produzida a partir do esgoto afluente, uma vez que o tamponamento de concentrações elevadas de ácidos voláteis poderia ocorrer sem haver queda do pH (CHERNICHARO, 2016).

Van Haandel & Lettinga (1994) asseguram que a discussão mais importante quanto ao valor e a estabilidade do pH é se a alcalinidade do meio, composta pela alcalinidade afluente e a gerada, é suficiente para se manter em níveis considerados seguros.

A análise isolada da alcalinidade total, bem como a avaliação global dos resultados da temperatura, pH e alcalinidade, fornece indicação de que o processo desenvolveu-se dentro da normalidade, em termos de estabilidade da digestão anaeróbia, no período de monitoramento.

6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Conclusões

Pela análise dos resultados obtidos durante o período de monitoramento dos digestores, pode-se concluir que:

- Os digestores analisados atingiram valores próximos as eficiências de remoção propostas na literatura estudada e em projeto para a DBO₅, DQO, SS e SST, removendo boa parte da carga orgânica;
- Não foram verificados problemas relacionados a estabilidade operacional dos digestores com base nas variáveis analisadas: temperatura, pH e alcalinidade ao longo do período de monitoramento. Os valores encontrados estiveram sempre dentro da faixa estabelecida em literatura e no projeto da estação, quando citado;
- O esgoto bruto analisado apresenta uma relação DBO₅/DQO, que confirma uma alta biodegradabilidade e aponta para uma elevada eficácia no sistema de tratamento biológico adotado na ERQ-Sul;
- A interação entre as variáveis analisadas para monitorar a eficiência do sistema (DBO₅, DQO, SS e SST) foi bastante compreensível e concisa, mostrando claramente o quanto uma variável depende do bom funcionamento da outra no processo de remoção de material orgânico e sólidos;
- O desempenho dos DAFAs durante o período de estudo acusou problemas no controle operacional do sistema, em relação ao tratamento preliminar e ao descarte de lodo do sistema, proporcionando a entrada excessiva de sólidos no compartimento de decantação, que resulta em uma maior perda de sólidos juntamente com o efluente líquido, deteriorando a sua qualidade.

Recomendações

- Recomenda-se dar continuidade ao trabalho de investigação de desempenho dos digestores através do monitoramento das concentrações de sólidos em suspensão e material orgânico presente no esgoto. Trata-se de uma importante informação para a rotina operacional do sistema, visto que o acúmulo dessas variáveis tende a comprometer a qualidade do efluente tratado;
- Sugere-se o estabelecimento de uma rotina operacional, que assegure o funcionamento apropriado das unidades de pré-tratamento (grades e desarenadores mecanizados) e garanta uma efetiva remoção dos sólidos grosseiros e da areia presente no esgoto;
- O dispositivo de medição de vazão (Calha Parshall) empregado na estação está localizado ao final do tratamento, após a etapa de desinfecção. Aconselha-se a construção desse equipamento junto ao tratamento preliminar, para o monitoramento mais preciso das vazões afluentes ao sistema, e assim, auxiliar no controle de oscilações abruptas de vazão, que podem provocar a diminuição da eficiência dos DAFAs;
- Também é recomendado o arquivamento dos dados operacionais dos reatores, com o intuito de comparar determinadas variáveis com valores históricos. Caso seja observado a depreciação considerável e prolongada dessas variáveis de monitoramento, torna-se possível tomar medidas corretivas.

REFERÊNCIAS

ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Situação do Saneamento Básico no Brasil: Uma análise com base na PNAD 2015**. Rio de Janeiro, RJ, 2015.

ANA - Agência Nacional de Águas (Brasil). **Atlas Esgotos: despoluição de bacias hidrográficas**. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Brasília, DF: ANA, 2017.

ANDRADE NETO, C. O. **Sistemas Simples para Tratamento de Esgotos Sanitários: experiência brasileira**. Rio de Janeiro, RJ: ABES, 1997, 301 p. ISBN 85-7022-123-1.

ANDRADE NETO, C. O.; CAMPOS, J. R. Introdução. In: Campos, J. R. **Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbico e Disposição Controlada no Solo**. 1 ed. Rio de Janeiro, RJ: ABES, 1999. Cap. 1, p 1-28.

ARCHELA, E.; CARRARO, A.; FERNANDES, F.; BARROS, O. N. F.; ARCHELA, R. S. **Considerações Sobre a Geração de Efluentes Líquidos em Centros Urbanos**. Geografia, Londrina, PR, v. 12, n. 1, p. 517-526, jan./jun. 2003.

BARBOSA, R.A. **Tratamento Anaeróbico de Esgoto Sanitário em Reator Anaeróbico de Fluxo Ascendente com Leito de Lodo**. Dissertação (Mestrado). Rio de Janeiro, RJ: COPPE /UFRJ, 1988.

BARCELOS, B. R. **Avaliação de Diferentes Inóculos na Digestão Anaeróbia da Fração Orgânica de Resíduos Sólidos Orgânicos**. Dissertação (Mestrado). Brasília, DF: Programa de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos da Universidade de Brasília. 2009, 90 p.

BAIRD, C. **Química Ambiental**. 2. ed. Porto Alegre, RS: Bookman, 2002.

BARROS, R. T. V.; CHERNICHARO, C. A. L.; HELLER, L.; VON SPERLING, M. **Manual de Saneamento e Proteção Ambiental para os Municípios: saneamento**. 1. ed. Belo Horizonte, MG: Escola de Engenharia da UFMG, 1995. 221 p.

BATSTONE, D. J.; KELLER, J.; ANGELIDAKI, I.; KALYUZHNYI, S. V.; PAVLOSTATHIS, S. G.; ROZZI, A.; SANDERS, W. T.M.; SIEGRIST, H.; VAVILIN, V. A. **Anaerobic Digestion Model n° 1**. Water Science & Technology, v. 45, n. 10, p. 65-73, may de 2002.

BRASIL. Lei N° 9.433, de 8 de janeiro de 1997. **Política Nacional de Recursos Hídricos**. Brasília, DF, 8 de jan. 1997.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores Anaeróbios**. 1. ed. Belo Horizonte, MG: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, 1997. 245 p. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v. 5).

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores Anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte, MG: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, 2007, 379 p. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v.5).

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores Anaeróbios**. 3. ed. Belo Horizonte, MG: Editora UFMG, 2016, 379 p. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v. 5). ISBN 978-85-423-0172-4.

CONAMA. **Resolução N° 430, de 13 de maio de 2011**. Condições e Padrões de Lançamento de Efluentes, 2011.

COSTA, A. C. S.; SODRÉ, F. F.; ALMEIDA, V. C.; LENZI, E. **Variações na Biodisponibilidade do Cobre em Solo Tratado com Lodo de Esgoto Enriquecido com o Metal**. Brasília, DF: Revista Virtual de Química, v. 6, n. 5, p. 1237-1248, 26 ago. 2014.

COSTA, E. S.; BARBOSA FILHO, O.; GIORDANO, G. **Reatores Anaeróbios de Manta de Lodo (UASB): Uma abordagem concisa**. 1 ed. Rio de Janeiro, RJ: COAMB / FEN / UERJ, 2014. 121 p. (Série Temática: Tecnologias Ambientais, v. 5)

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico - 2008**. Departamento de População e Indicadores Sociais. Rio de Janeiro, RJ, 2008.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 6. ed. Rio de Janeiro, RJ: ABES, 2011.

LETTINGA, G. **Sustainable Integrated Biological Wastewater Treatment**. Water Science and Technology, v. 33, n. 3, p.85-98, dez. 1996.

LETTINGA, G.; HULSHOF POL, L. W.; ZEEMAN, G. **Biological Wastewater Treatment. Part I: Anaerobic wastewater treatment**. Lecture Notes. Wageningen Agricultural University, jan. 1996.

MARIA, J. S. **Tratamento Anaeróbio do Efluente da Indústria de Laticínios usando um Reator UASB**. Dissertação (Mestrado). Luanda, Angola: Universidade Agostinho Neto, Engenharia do Ambiente, 2015.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse**. 3. ed. New Deli: McGraw-Hill Education, 1991.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse**. 4. ed. New York: McGraw-Hill, 2005. 1819 p.

METCALF & EDDY. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos**. 5. ed. Porto Alegre, RS: AMGH, 2016, 1980 p. ISBN 978-85-8055-523-3. (Tradução: Ivanildo Hespanhol e José Carlos Mierzwa).

NUNES, J. A. **Tratamento Físico-Químico de Águas Residuárias Industriais**. 4. ed. Aracaju, SE, 2004.

NUNES, J. A. **Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. 4. ed. Aracaju, SE: J Andrade, 2014.

NUVOLARI, A. (Coordenador); MARTINELLI, A.; TELLES, D. D.; RIBEIRO, J. T.; MIYASHITA, N. J.; RODRIGUES, R. B.; ARAUJO, R. **Esgoto Sanitário: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola**. 1. ed. São Paulo, SP: Editora Blucher, 2003. ISBN 978-85-212-0314-8.

NUVOLARI, A. (Coordenador); MARTINELLI, A.; TELLES, D. D.; RIBEIRO, J. T.; MIYASHITA, N. J.; RODRIGUES, R. B.; ARAUJO, R. **Esgoto Sanitário: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola**. 2. ed. São Paulo, SP: Editora Blucher, 2011. ISBN 978-85-212-0568-5.

SANT'ANNA JUNIOR, G. L. **Tratamento Biológico de Efluentes: fundamentos e aplicações**. 2. ed. Rio de Janeiro, RJ: Interciência, 2013, 424 p. ISBN 978-85-7193-327-9.

SOUBES, M. **Microbiologia de la Digestión Anaerobia**. In: TALLER Y SEMINARIO LATINOAMERICANO: TRATAMIENTO ANAEROBIO DE AGUAS RESIDUALES, 3, 1994, Montevideo, Uruguay: AIDIS, 1994, p.15-28, *apud* CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. 2.ed. Belo Horizonte, MG: DESA, UFMG, 1997, 246 p. (Reatores Anaeróbios, v. 5).

SPEECE, R.E. **Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewater Treatment**. Environmental Science and Technology, v.17, n. 9, p. 416, 1983 *apud* MERKEL W., KRAUTH, K. **The Identification of Rate-Limiting Steps as the Basis for Anaerobic Reactor Design**. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON ANAEROBIC DIGESTION. Sendai, Japão: IWA, 1999.

SPEECE, R. E. **Anaerobic Biotechnology for Industrial WasteWaters**. EUA: Vanderbilt University, 1996, 394 p.

SANTANA, F. B. **Tratamento Anaeróbio de Águas Residuárias da Indústria de Couro**. Dissertação (Mestrado). Florianópolis, SC: Centro Tecnológico da Universidade Federal de Santa Catarina, 2002, 102 p.

SOUZA, L. F. F. **Tratamento Anaeróbio de Esgotos Sanitários para População de Baixa Renda**. Dissertação (Mestrado). João Pessoa, PB: Universidade Federal da Paraíba, 2001.

TELES, D. A.; COSTA, R. H. **Reuso da Água: conceitos, teorias e práticas**. 2. ed. São Paulo, SP: Blucher, 2007.

TOMAZ, P. **Rede de Esgoto**. São Paulo, SP: Navegar Editora, 2011. ISBN 978-85-79260-23-0.

TUCCI, C.; HESPANHOL, I.; NETTO, O. **A Gestão da Água no Brasil: uma primeira avaliação da situação atual e das perspectivas para 2025**. Brasília, DF: Agência Nacional de Águas, 2000.

VAN HAANDEL A. V.; LETTINGA, G. **Tratamento Anaeróbio de Esgotos: um manual para regiões de clima quente**. Campina Grande, PB: Epgraf, 1994.

VERSIANI, B. M. **Fatores Intervenientes no Desempenho de um Reator UASB Submetido a Diferentes Condições Operacionais**. Dissertação (Mestrado). Rio de Janeiro, RJ: Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2005.

VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgoto**. 4. ed. Belo Horizonte, MG: Editora UFMG, 2014, 472 p. ISBN 978-85-423-0053-6. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v. 1).

VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. **Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions**. London UK: IWA Publishing e Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 2005, v. 1, 810 p.

VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. 1. ed. Belo Horizonte, MG: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 1996, 240 p. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v. 1).

VON SPERLING, M. **Princípios Básicos de Tratamento de Efluentes**. 2. ed. Belo Horizonte, MG: Editora UFMG, 2016, 211 p. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v. 2). ISBN 978-85-423-0174-8.

APÊNDICE - A

Tabela 11 - Dados históricos obtidos no monitoramento dos DAFAs.

DATA	DQO total (mg/L)			DBO ₅ (mg/L)			SS (mL/L)			SST (mg/L)			Temperatura (°C)		pH		Alcalinidade (mg/L)	
	Afl	Efl	E (%)	Afl	Efl	E (%)	Afl	Efl	E (%)	Afl	Efl	E (%)	Afl	Efl	Afl	Efl	Afl	Efl
16/01	486	227	53,29	271	85	68,63	1,5	1,5	0,0	172	198	-15,12*	29,2	28,6	7,15	7,17	305,66	355,94
23/01	540	280	48,15	207	135	34,78	2,8	0,0	100	174	135	22,41	31,1	30,3	7,34	7,48	295,77	411,43
30/01	689	209	69,67	336	118	64,88	7,9	0,0	100	348	100	71,26	30,0	29,1	7,27	7,41	312,61	365,76
06/02	343	225	34,40	133	69	48,12	2,9	0,0	100	218	76	65,14	27,4	26,6	7,17	7,40	155,17	353,83
13/02	610	152	75,08	434	107	75,35	6,8	0,2	97,06	348	56	83,91	29,5	28,6	7,46	7,15	363,62	364,38
20/02	536	205	61,75	308	115	62,66	2,5	0,0	100	176	72	59,09	29,8	29,5	7,49	7,28	321,37	402,23
27/02	381	208	45,41	285	132	53,68	0,3	0,2	33,33	116	72	37,93	26,3	26,1	7,44	7,36	319,61	420,53
13/03	527	211	59,96	292	101	65,41	1,8	0,0	100	178	28	84,27	30,0	29,1	7,39	7,34	324,92	398,40
Média	514	214,6	56,0	283,3	107,8	59,2	3,31	0,24	78,80	216,3	92,13	51,1	29,16	28,49	7,34	7,32	299,84	384,06

* Não houve eficiência de remoção;

Fonte: A autora (2019).

APÊNDICE - B

Quadro 4 - Características da coleta e das amostras.

Data da Coleta	Hora da Coleta	Aspecto da Amostra	Odor	Amostra Refrigerada	Chuvas (Últimas 24 h)
16/01	10:15	Turva/colorida	Sim	Sim	Não
23/01	09:30	Turva/colorida	Sim	Sim	Não
30/01	11:20	Turva/colorida	Sim	Sim	Não
06/02	12:00	Turva/colorida	Sim	Sim	Sim
13/02	14:30	Turva/colorida	Sim	Sim	Não
20/02	15:45	Turva/colorida	Sim	Sim	Não
27/02	09:15	Turva/colorida	Sim	Sim	Não
13/03	15:30	Turva/colorida	Sim	Sim	Não

Fonte: A autora (2019).